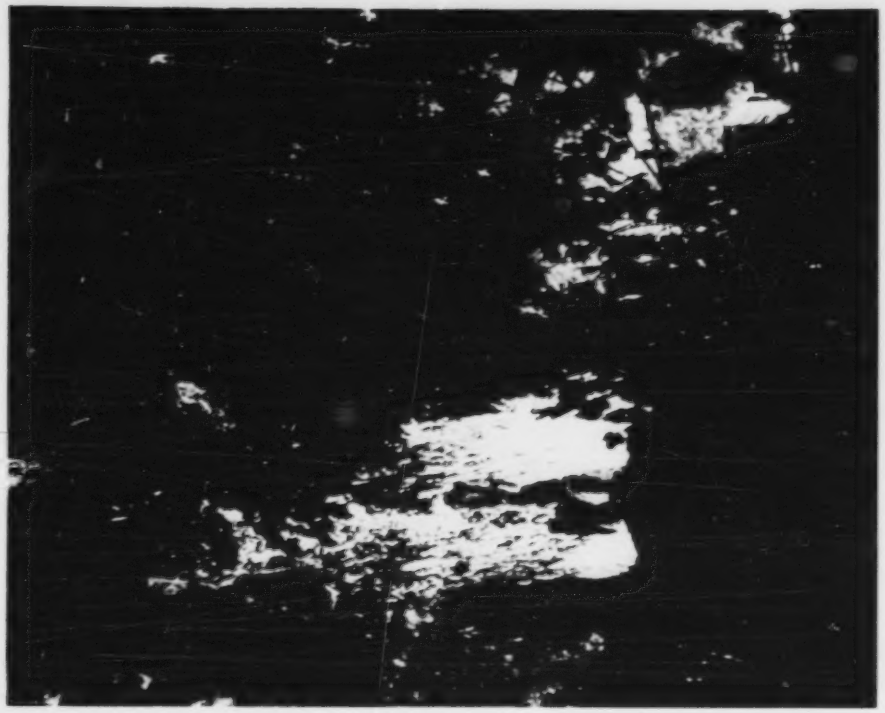
Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance



RAPPORT CANADIEN D'ÉVALUATION DE 1990 SUR LE TRANSPORT À DISTANCE DES POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES ET SUR LES DÉPÔTS ACIDES

Partie 4

EFFETS SUR LES MILIEUX AQUATIQUES

1990

ACID RAIN

PLUIES ACIDES

Province of British Columbia
Ministry of Environment and Parks

Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement

Alberta
ENVIRONMENT

New Brunswick
Department of Municipal Affairs and Environment

Saskatchewan
Environment and Public Safety

Community & Cultural Affairs

Manitoba
Environment and Workplace Safety and Health

Nova Scotia
Department of the Environment

Environment Ontario

Province of Newfoundland
Department of the Environment

Canada

Comité fédéral-provincial de coordination
de la recherche et de la surveillance

RAPPORT DE 1990 SUR LE TRANSPORT À DISTANCE DES POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES ET SUR LES DÉPÔTS ACIDES

PARTIE 4 : EFFETS SUR LES MILIEUX AQUATIQUES

1990

TABLE DES MATIÈRES

4.0	**INTRODUCTION**		4-1
4.0.1	Portée et structure du rapport		4-1
4.0.2	Remerciements		4-2
4.0.3	Remerciements aux réviseurs		4-2
4.1	**DANS QUELLE MESURE LES POLLUANTS DU TADPA ENTRAINENT-ILS UNE DÉGRADATION CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DES ÉCOSYSTEMES AQUATIQUES CANADIENS ?**		4-3
4.1a	**QUELLE PREUVE AVONS-NOUS QUE LES EAUX DE SURFACE OU SOUTERRAINES AIENT ÉTÉ CHIMIQUEMENT ALTÉRÉES ?**		4-5
4.1a.1	Considérations géologiques et ressources en eau de surface		4-5
	4.1a.1.1	Sensibilité géologique	4-5
	4.1a.1.2	Zone préoccupante	4-6
	4.1a.1.3	Importance des ressources en eaux de surface	4-6
4.1a.2	Description et caractéristiques de la base de données aquatiques		4-9
	4.1a.2.1	L'est du Canada	4-9
	4.1a.2.2	Ouest du Canada (y compris les territoires)	4-13
	4.1a.2.3	Représentativité des données	4-13
4.1a.3	Condition des eaux de surface - est du Canada		4-18
	4.1a.3.1	Cations basiques (C_b*) et capacité de neutralisation des acides (CNA)	4-20
	4.1a.3.2	Sulfate	4-24
	4.1a.3.3	Anions organiques	4-26
	4.1a.3.4	Nitrate et aluminium total	4-29
	4.1a.3.5	Rapports anions-cations	4-32
4.1a.4	État des eaux de surface - ouest et nord du Canada		4-35

4.1a.5 Zones humides et tourbières 4-38

4.1a.6 État des eaux souterraines 4-41

4.1a.7 Azote 4-43

4.1a.7.1 Sources d'inquiétude 4-43
4.1a.7.2 Processus biogéochimiques 4-43
4.1a.7.3 Effets sur les eaux 4-44
4.1a.7.4 Effets sur les zones humides 4-45

4.1a.8 Acidification épisodique et saisonnière 4-46

4.1a.8.1 Épisodes 4-46
4.1a.8.2 Acidification saisonnière 4-49

4.1a.9 Tendances en chimie aquatique 4-49

4.1a.9.1 Paléolimnologie 4-50
4.1a.9.2 Surveillance à long terme 4-51

4.1.b QUELLES PREUVES A-T-ON QUE LES SUBSTANCES TOXIQUES QUI SONT ASSOCIÉES A L'ACIDIFICATION DES ÉCOSYSTEMES AQUATIQUES AIENT CAUSÉ, DIRECTEMENT OU INDIRECTEMENT, UN PRÉJUDICE BIOLOGIQUE AUX ORGANISMES AQUATIQUES ? 4-58

4.1b.1 Les poissons 4-59

4.1b.1.1 Bio-essais 4-59
4.1b.1.2 Inventaires sur le terrain 4-61

4.1b.1.2.1 Sudbury 4-61
4.1b.1.2.2 Ontario 4-62
4.1b.1.2.3 Québec 4-63
4.1b.1.2.4 Nouvelle-Écosse 4-66

4.1b.1.3 Expérience sur des lacs entiers 4-66
4.1b.1.4 Interactions 4-67

4.1b.2 Autres biotes 4-70

4.1b.2.1 Algues 4-71
4.1b.2.2 Phytobenthos 4-72

4.1b.2.3	Zooplancton		4-73
4.1b.2.4	Zoobenthos		4-75
4.1b.2.5	Amphibiens		4-78
4.1b.2.6	Oiseaux des zones humides		4-79
	4.1b.2.6.1	Modifications aux chaînes alimentaires aquatiques	4-79
	4.1b.2.6.2	Choix de l'habitat	4-82
	4.1b.2.6.3	Conséquences pour la reproduction des oiseaux des zones humides	4-82

4.1c QUELLES PREUVES A-T-ON QUE DES SUBSTANCES TOXIQUES DÉRIVÉES DU TADPA OU LIÉES A CELUI-CI CONTAMINENT LES ORGANISMES AQUATIQUES OU LA FAUNE QUI DÉPEND DES MILIEUX AQUATIQUES ? 4-84

4.1c.1	Portée	4-84
4.1c.2	Lien entre les métaux et l'acidité	4-86
4.1c.3	Mercure	4-86
4.1c.4	Cadmium et autres métaux	4-89

4.2 QUELLE PARTIE DES SYSTEMES AQUATIQUES DANS CHACUNE DES RÉGIONS DU CANADA SUBIRONT UN PRÉJUDICE (CHIMIQUE OU BIOLOGIQUE) EN ÉTANT EXPOSÉE A UNE CHARGE CIBLE DE 20 KG DE SO_4^{2-}.ha^{-1}.an^{-1} ? 4-92

4.2.1	La charge «cible» - définition, historique et contraintes		4-93
	4.2.1.1	Seuil critique de pH	4-95
4.2.2	Conséquences chimiques d'une charge de 20 kg.ha^{-1}.an^{-1}		4-96
4.2.3	Détermination des charges critiques en sulfate		4-103

4.3 QUELLES SONT LES CONSÉQUENCES FUTURES PRÉVUES DU TADPA SUR LES SYSTEMES AQUATIQUES ET QUEL EST LE RYTHME DE DÉTÉRIORATION OU DE RÉTABLISSEMENT ? 4-109

4.3.1	Méthodes de modélisation		4-110
	4.3.1.1	Modèles chimiques à l'équilibre	4-112

4.3.1.2 Modèles biologiques 4-114

4.3.2 Scénarios de dépôt de sulfate 4-116
4.3.3 Calibration des modèles et analyse de sensibilité 4-117
4.3.4 Prédiction des effets chimiques prévus : scénarios 2, 3 et 4 4-120
4.3.5 Prédiction des effets biologiques prévus : scénarios 2, 3 et 4 4-126
4.3.6 Modélisation temporelle de la chimie aquatique 4-131

4.3.6.1 Application des modèles au bassin des lacs Turkey 4-132

4.3.6.1.1 Simulation à long terme 4-132
4.3.6.1.2 Simulation à court terme 4-134

4.3.6.2 Modélisation de l'acidification épisodique 4-137
4.3.6.3 Application récente de modèles complexes à d'autres sites canadiens 4-137

4.4 QUELLES SONT LES MESURES DE MITIGATION POTENTIELLES A COURT TERME, LEURS CONSÉQUENCES PROBABLES ET LEUR SUCCES ANTICIPÉ ? 4-140

4.4.1 Expériences de neutralisation menées au Canada 4-140

4.4.1.1 Ontario - Lacs de la région de Sudbury 4-140
4.4.1.2 Québec - Lacs à omble de fontaine 4-141
4.4.1.3 Nouvelle-Écosse - Rivières à saumons atlantiques 4-141
4.4.2 Autres méthodes de mitigation 4-142

4.5 QUELLES SONT LES LACUNES DANS LES CONNAISSANCES QU'IL EST LE PLUS URGENT DE COMBLER ET QUELLES NOUVELLES ORIENTATIONS DOIT PRENDRE LA RECHERCHE ? 4-143

4.6 RÉFÉRENCES 4-146

4.0 INTRODUCTION

4.0.1 PORTÉE ET STRUCTURE DU RAPPORT

Le rapport de 1990 des effets du transport à distance des polluants atmosphériques (TADPA) sur les milieux aquatiques a été préparé à la demande du Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance (CCRS). Conformément aux instructions du CCRS, ce rapport est surtout destiné à fournir un résumé de l'état actuel des écosystèmes aquatiques du Canada et des prévisions concernant leur avenir, et ce, pour permettre au gouvernement d'élaborer une politique au sujet des dépôts acides. Ce caractère particulier du rapport a notamment conduit à procéder à une évaluation des charges critiques de SO_4^{2-} pour les sous-régions de l'est du Canada pour lesquelles il était nécessaire de déterminer un critère de pH limite biologiquement pertinent. Le présent document ne constitue donc pas un tour d'horizon complet de l'état des connaissances, même si l'accent, qui est placé sur les écosystèmes canadiens, fournit une idée de l'ampleur et du succès des recherches effectuées au Canada au cours des dix dernières années. Les études américaines et européennes ne sont mentionnées qu'en cas de nécessité.

Le rapport s'articule autour d'une série de quatre questions fournies par le CCRS qui sont posées au début de chacune des grandes sections du document. L'état actuel des écosystèmes aquatiques canadiens est examiné dans un premier temps. Compte tenu de la complexité de ce sujet, il a été traité dans le cadre de trois questions secondaires. Les conséquences des dépôts de SO_4^{2-} pour les lacs sont ensuite évaluées au moyen de modèles de chimie aquatique qui ont servi à préciser des charges critiques et des charges cibles. Après cela, d'autres modèles sont utilisés pour prévoir l'état futur des lacs canadiens sur la base de quatre scénarios réalistes de contrôle des émissions de SO_2; la problématique des taux de détérioration ou de récupération est également abordée. Enfin, le rapport présente une évaluation des mesures de mitigation en milieu aquatique (chaulage des lacs et cours d'eau).

Ces dix dernières années, des recherches poussées ont été effectuées pour préciser les processus physiques et chimiques qui sont à l'origine des interactions entre les dépôts et les récepteurs biogéochimiques puisque les effets chimiques et biologiques sur les milieux aquatiques dépendent en définitive du degré d'interaction. Ce rapport mettant l'accent sur l'évaluation de l'état présent des milieux aquatiques, sur les charges critiques et sur les prévisions tirées des scénarios. La recherche mécanistique proprement dit n'a pas été élaborée en détail. Il est à remarquer toutefois que l'élaboration des modèles et la compréhension actuelle des effets de l'acidification dans leurs points de détail reposent sur cette recherche.

4.0.2 REMERCIEMENTS

Le Sous-groupe des effets aquatiques (SGEA) du Comité de coordination de la recherche et de la surveillance a réuni une équipe chargée d'assurer la rédaction de ce rapport. Cette équipe comprenait notamment D.S. Jeffries et J. Dupont (Coprésidents fédéral et provincial du SGEA respectivement), P.J. Blancher, P.J. Dillon, V. Glooschenko, J.M. Gunn, D.C.L. Lam, L.J. Lechner, K.H. Mills, W.D. Watt et N.D. Yan. Même si c'est à ces personnes que revient l'essentiel du mérite de la rédaction du présent rapport, nombre d'autres y ont contribué, entre autres : A.G. Bobba, W.G. Booty, A.S. Fraser, R.J. Hall, R.G. Hélie, L.M. Johnston, C.K. Minns, F. Norouzian, A.M. Scheuhammer, R.L. Thomas, M.A. Turner, I. Wong et J.A. Wood. Les membres du Sous-groupe souhaitent exprimer toute leur reconnaissance à l'ensemble de ces scientifiques pour le dévouement dont ils ont fait preuve et les efforts qu'ils ont déployés.

4.0.3 REMERCIEMENTS AUX RÉVISEURS

Une révision scientique de ce rapport a été effectuée par H.M. Seip et I.H. Muniz de Norvège, C. Neal et S.J. Ormerod de Grande-Bretagne et J.P. Baker ainsi qu'une autre personne des États-Unis qui a souhaité conserver l'anonymat. Les principaux auteurs souhaitent exprimer leur reconnaissance à tous ces scientifiques éminents pour la révision complète et les commentaires constructifs qu'ils ont formulés. Le rapport a également bénéficié de l'examen critique de plusieurs scientifiques canadiens dont J.Y. Charette, B. Coker, T.A. Clair, F.C. Elder, H. Hirvonen, W. Keller, I. Kettles, M. Papineau, W.W. Shilts et E. Wiken.

4.1 DANS QUELLE MESURE LES POLLUANTS DU TADPA ENTRAINENT-ILS UNE DÉGRADATION CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DES ÉCOSYSTEMES AQUATIQUES CANADIENS ?

Cette question soulève l'hypothèse que le dépôt de substances acidifiantes amenées par voie atmosphérique exerce des effets sur l'état chimique et biologique des écosystèmes aquatiques. Toutefois, nombre de mécanismes biogéochimiques et hydrochimiques jouent un rôle dans le bilan des protons des écosystèmes aquatiques (Munson et Gherini, sous presse) même s'il est possible de répartir dans deux grands groupes les hypothèses qui expliquent l'acidification de l'eau. Tout d'abord, cette acidification peut provenir soit d'une perturbation du bilan des protons résultant de l'introduction d'acides forts par des sources externes (par exemple TADPA), soit de la mise en action de sources géologiques locales qui étaient en grande partie pour l'essentiel inactives (par exemple exposition mécanique de minéraux sulfurés dans le cadre d'une exploitation minière, de la construction de routes, etc.). Lorsque des quantités importantes d'acides forts sont introduites, la relation de cause à effet est évidente, ainsi que le démontre l'existence de lacs acides dans les environs immédiats d'une source importante de SO_2 (par exemple Sudbury en Ontario, Neary et al, 1990) ou les nombreux cas d'eaux de drainage acides d`origineminière constatés de par le monde. Lorsque les concentrations d'acides introduits sont moins importantes, cette relation peut être partiellement masquée par des mécanismes naturels qui affectent le bilan des protons des systèmes aquatiques. Ces dix dernières années, les activités de recherche et de surveillance ont essentiellement eu pour but de prouver ou d'infirmer hors de tout doute cette relation. La conclusion est présentée dans les pages qui suivent.

L'acidification de l'eau peut également sèxpliquer par la modification du couvert végétal qui résulte typiquement d'un changement dans l'utilisation des sols (Rosenqvist 1978, Krug 1989). De telles modifications peuvent découler soit d'activités humaines (par exemple méthodes agricoles ou sylvicoles), soit de causes naturelles (par exemple feux de forêt). L'acidification des systèmes aquatiques associée à ces changements se produit à la suite de la suppression des bases, lors des récoltes ou des coupes de bois d'oeuvre, ou lors de l'incorporation de bases dans un écosystème terrestre qui connaît un atterrissement rapide. Il est certain que les modifications au couvert végétal qui se sont produites au fil du temps ont eu des répercussions sur l'acidité des lacs. Par exemple, Delorme et al (1986) sont parvenus à la conclusion que des modifications climatiques sont à l'origine des petites variations du pH du lac Batchawana, en Ontario, avant 1830, lesquelles ont été établies par des études paléolimnologiques, alors que Elner et Ray (1987) avancent que des feux de forêt pourraient avoir eu une influence sur l'évolution du pH enregistrée pour certains lacs du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse. Toutefois, la plupart des études paléolimnologiques arrivent à la conclusion que la contamination des lacs canadiens par des polluants aéoportés a commencé voilà quelque 100 à 150 ans et que les baisses du pH estimé les plus rapides sont survenues durant les dernières 30 à 50 années (Charles et al 1990). Durant cette période d'évolution accélérée du pH, la région du Canada sur laquelle les études se

concentrent (voir partie 4.1a.1.2) n'a pas connu de modification généralisée de l'utilisation des sols. Nous ne croyons donc pas que l'hypothèse d'un changement de végétation puisse être retenue sur une base régionale au Canada, même s'il est probable d'en trouver des exemples localisés.

L'évaluation de l'état actuel des écosystèmes aquatiques canadiens par rapport aux dépôts acides a été divisée en trois sections distinctes. Les sections suivantes portent sur les effets chimiques (4.1a). Les effets biologiques associées à la toxicité générée suite à l'acidification de l'écosystème (4.1b) et les effets biologiques associés à la contamination d'organismes aquatiques par certains métaux (4.1c).

4.1a QUELLE PREUVE AVONS-NOUS QUE LES EAUX DE SURFACE OU SOUTERRAINES AIENT ÉTÉ CHIMIQUEMENT ALTÉRÉES ?

4.1a.1 CONSIDÉRATIONS GÉOLOGIQUES ET RESSOURCES EN EAU DE SURFACE

Résumé : Quarante-trois pour cent des terres émergées du Canada sont sensibles aux dépôts acides. Ces zones sensibles sont en général situées sur le Bouclier Canadien. Les endroits où les sols sensibles coïncident avec les zones recevant d'importants dépôts acides définissent la région qui suscite le plus d'inquiétude, c'est-à-dire le territoire situé à l'est de la frontière du Manitoba et de l'Ontario (approximativement à 95° de longitude ouest) et au sud de la ligne isoplèthe des 10 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ de dépôts humides de SO_4^{2-} (aux environs du 52° de latitude nord). Les ressources hydrologiques du Canada sont immenses; les plans d'eau douce recouvrent 7,6 % de l'ensemble du pays. Un inventaire récent des lacs situés au sud du 52° nord et à l'est du 90° ouest a dénombré 795 579 plans d'eau de superficie >0,18 ha; 5 ?,7 % d'entre eux couvrant une étendue ≤ 1 ha.

4.1a.1.1 SENSIBILITÉ GÉOLOGIQUE

Un modèle fondé sur les caractéristiques des sols et du substrat rocheux a été mis au point pour évaluer la sensibilité des systèmes aquatiques canadiens aux dépôts acides (Environnement Canada, 1988). Les terrains ont été classés en trois niveaux de sensibilité selon le type de substrat et les propriétés (minéralogie, texture et épaisseur) des dépôts de surface. La catégorie de terrains qui devrait abriter les systèmes aquatiques les plus sensibles (c'est-à-dire les terrains qui ont la plus faible capacité de neutralisation de l'acidité des précipitations, figure 4.1a.1) comporte généralement un substrat non calcaire et des dépôts de surface à texture grossière et de faible épaisseur (< à 1 m). De plus, les tills d'origine glaciaire qui prédominent dans les zones sensibles n'ont eux aussi qu'une capacité très limitée d'adsorption du SO_4^{2-} (Rochelle et al 1987).

Le modèle montre qu'une étendue de 4 millions de km^2 (43 % de la superficie du Canada) est sensible aux dépôts acides (figure 4.1a.1). De vastes zones sensibles à Terre-Neuve, au Québec, en Nouvelle-Écosse, dans le nord-ouest et dans le centre-nord de l'Ontario, dans le nord du Manitoba et de la Saskatchewan, dans l'ouest de la Colombie-Britannique, dans le sud-ouest et le nord du Yukon, dans la partie est du district de Mackenzie, dans le district de Keewatin et dans la majeure partie de l'île de Baffin. Dans une large mesure, ces zones sensibles correspondent au Bouclier Canadien.

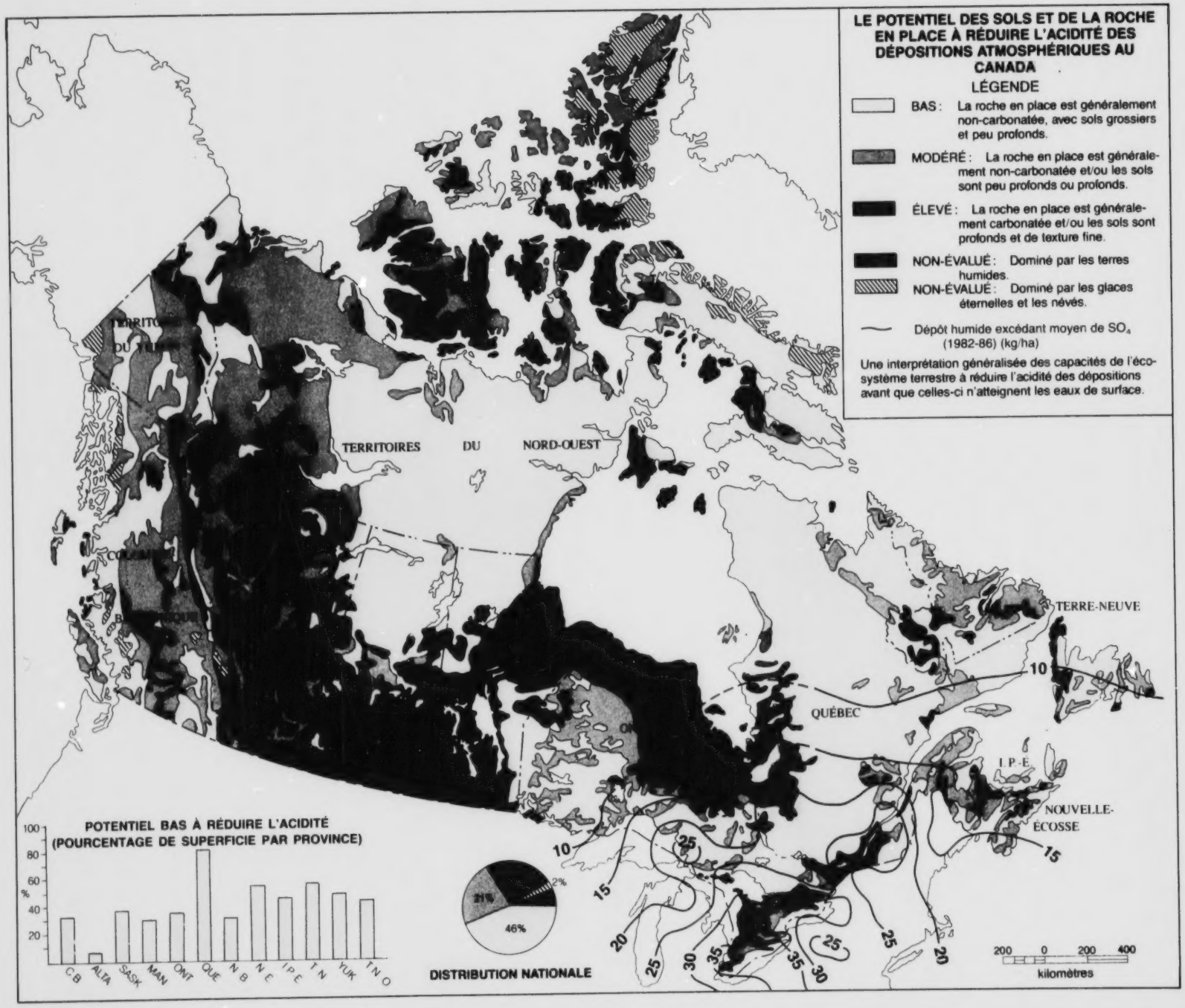
4.1a.1.2 ZONE PRÉOCCUPANTE

Les isoplèthes de dépôt humide moyen de SO_4^{2-} (1982-1986) pour l'est du Canada sont présentés à la figure 4.1a.1. La coïncidence de terres canadiennes sensibles et des niveaux élevés de dépôts acides définit la zone principale de préoccupation. Elle est limitée à la partie sud-est du pays, c'est-à-dire à la région qui s'étend à l'est de la frontière du Manitoba et de l'Ontario (approximativement à 95° de longitude ouest) et au sud de la ligne isoplèthe des 10 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ (que l'on situe souvent approximativement au 52° de latitude nord; Kelso et al 1986; CCRS 1986). La frontière sud du Labrador passe par le 52° de latitude nord alors que les réservoirs Manicouagan au Québec et Moosonee en Ontario sont tous deux situés légèrement au sud du 52° nord. La présente évaluation porte essentiellement sur la zone préoccupante même si des évaluations de données faites pour des régions situées au nord et à l'ouest ont été incorporées à l'étude dans le but de fournir des renseignements sur les milieux aquatiques recevant des dépôts plus faibles. Il est à remarquer que des dépôts humides de SO_4^{2-} >10 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ ont été constatés dans les portions sud de l'Alberta et de la Saskatchewan et dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique (par exemple, voir les dépôts reçus en 1980 pour l'ensemble du pays présentés dans Environnement Canada 1988), mais ceux-ci sont généralement attribuables à des sels neutres (sels de mer ou poussières terrestres), ou bien sont déposés sur des milieux non sensibles.

La plupart des lacs de l'est du Canada sont considérés, du point de vue hydrologique, comme des lacs «de drainage» (c'est-à-dire des lacs ayant un exutoire observable) compte tenu des conditions géomorphologiques et climatiques qui prévalent dans ce pays. Les lacs «fermés» (c'est-à-dire ceux qui n'ont évidemment pas d'exutoire observable) tels ceux que l'on trouve dans le Minnesota, le Wisconsin, le nord du Michigan (Cook et Jager, sous presse) et en Floride (Pollman et Canfield, sous presse) sont rares; par exemple, ils comptent pour beaucoup moins de 1 % des 6 000 lacs inclus dans une enquête ontarienne (Neary et al 1990) (B.P. Neary, communication personnelle). Dans le cadre de la présente étude, les lacs fermés ne feront donc pas l'objet d'une attention particulière. On reconnaît toutefois que ce type de lacs peut réagir aux dépôts acides de manière différente comparativement aux lacs de drainage.

4.1a.1.3 IMPORTANCE DES RESSOURCES EN EAUX DE SURFACE

L'importance des ressources hydrologiques du Canada était évaluée dans le passé sur la base d'estimations du total de la superficie lacustre présentées par unité géographique, par exemple, par province (Canadian World Almanac, 1989; voir tableau 4.1a.1) ou par bassin hydrographique (Cox, 1978). Pour que de telles estimations puissent servir au calcul des effets régionaux générés par les dépôts acides, ces dernières ont été complétées par des analyses de cartes topographiques permettant


LE POTENTIEL DES SOLS ET DE LA ROCHE EN PLACE À RÉDUIRE L'ACIDITÉ DES DÉPOSITIONS ATMOSPHÉRIQUES AU CANADA
LÉGENDE
BAS : La roche en place est généralement non-carbonatée, avec sols grossiers et peu profonds.
MODÉRÉ : La roche en place est généralement non-carbonatée et/ou les sols sont peu profonds ou profonds.
ÉLEVÉ : La roche en place est généralement carbonatée et/ou les sols sont profonds et de texture fine.
NON-ÉVALUÉ : Dominé par les terres humides.
NON-ÉVALUÉ : Dominé par les glaces éternelles et les névés.
Dépôt humide excédant moyen de SO_4 (1982-86) (kg/ha)
Une interprétation généralisée des capacités de l'écosystème terrestre à réduire l'acidité des dépositions avant que celles-ci n'atteignent les eaux de surface.
TERRITOIRES DU NORD-OUEST
TERRE-NEUVE
QUÉBEC
I.P.-E.
NOUVELLE-ÉCOSSE
10
15
20
25
30
35
POTENTIEL BAS À RÉDUIRE L'ACIDITÉ (POURCENTAGE DE SUPERFICIE PAR PROVINCE)
100
80
60
40
20
%
C.B.
ALTA.
SASK.
MAN.
ONT.
QUE.
N.B.
N.-E.
I.P.E.
T.N.
YUK.
T.N.O.
2%
21%
46%
DISTRIBUTION NATIONALE
200 0 200 400
kilomètres

de parvenir à des estimations du nombre de lacs (par exemple Kelso et al, 1986). Des statistiques régionales plus précises ont été obtenues grâce à des systèmes d'information géographique (Hélie, 1989) mais elles ne prennent en considération que les superficies totales de terre et d'eau au sein d'un bassin hydrographique donné.

Un inventaire plus précis des ressources en eau de surface a récemment été dressé pour le sud-est du Canada (16 % du pays) grâce à une technique d'interprétation électronique d'images satellitaires (Hélie et Wickware, 1990). Ce nouvel inventaire porte sur la région qui s'étend au sud du 52° de latitude nord (voir partie 4.1a.1.2) et à l'est du 90° de longitude ouest (c'est-à-dire approximativement à l'est de Thunder Bay, en Ontario). Il comporte des renseignements sur la répartition des lacs en fonction de leur taille et de leur périmètre ainsi que de leur superficie totale. On notera que la région inventoriée est légèrement plus petite que la zone préoccupante qui s'étend à l'est de la frontière du Manitoba et de l'Ontario qui est situé près du 95° de longitude ouest.

Les ressources hydrologiques du Canada sont immenses; 7,6 % de l'ensemble de la superficie du pays est recouvert d'eau douce. La contribution des diverses catégories de taille de lacs à l'ensemble de la ressource en eau varie selon que l'on considère le nombre ou la superficie (voir les colonnes «inventaire» de la figure 4.1a.2). Par exemple, les lacs de superficie >1 ha et ≤ 10 ha forment 35,3 % du nombre total de lacs mais seulement 8,5 % de la superficie totale en eau. Par contre, les lacs >100 ha n'entrent que pour 1,2 % du nombre total mais comptent pour 71,4 % de la superficie. Un sous-ensemble de la population totale de lacs englobe 6 731 plans d'eau dont on connaît la superficie tout en disposant de certains éléments d'information chimique (c'est-à-dire les colonnes «sous-ensemble» de la figure 4.1a.2; voir également la partie suivante).

Une quantité extrêmement importante de très petits lacs (superficie ≤ 1 ha) peut-être dénombrée dans le sud-est du Canada (figure 4.1a.2). Sur 795 579 plans d'eau de superficie $>0,18$ ha identifiés dans le nouvel inventaire, 53,7 % ont une superficie ≤ 1 ha. Même si les très petits lacs ne forment que 1,5 % de la superficie des ressources en eau de surface, ils constituent un habitat important pour nombre d'oiseaux et d'organismes aquatiques (McNicol et al 1987). On n'a que très peu d'informations sur la chimie des petits lacs (voir partie 4.1a.3) même si l'on sait qu'ils se trouvent en grande majorité en terrain sensible (Helie et Wickware 1990). Les études qui ont permis de corréler la superficie des lacs à leur chimie donnent à penser que leurs niveaux de pH et leur capacité de neutralisation des acides (CNA) sont soit inférieurs, soit similaires à ceux des lacs de plus grandes superficie (voir partie 4.1a.2.3).

4.1a.2 DESCRIPTION ET CARACTÉRISTIQUES DE LA BASE DE DONNÉES AQUATIQUES

Résumé : Une base de données contenant des informations chimiques sur 8 505 lacs situés dans 324 bassins hydrographiques tertiaires de l'est du Canada. Les très petits lacs sont fortement sous-représentés dans cette base de données. Aux fins de l'évaluation, les données ont été réunies en 22 ensembles de bassins hydrographiques tertiaires. Les déductions faites à partir de ces données sous-estimeront probablement l'ampleur de l'acidification des lacs dans l'est du Canada du fait des méthodes d'échantillonnage, de sélection des lacs et de calcul statistique utilisées lors de leur collecte et de leur compilation. Les enquêtes effectuées sur les lacs de l'ouest du Canada ont fourni des données encore moins complètes pour l'évaluation.

4.1a.2.1 L'EST DU CANADA

Divers inventaires régionaux portant sur la chimie des lacs ont été effectuées dans l'est du Canada ces dix dernières années (par exemple Kelso et al 1986 dans tout l'est du Canada; Neary et Dillon 1988 en Ontario; Dupont et Grimard 1986, 1989 et Dupont 1988, 1989 et 1990 au Québec; et Howell et Brooksbank 1987 dans les provinces atlantiques). En 1985, nombre de ces données ont été compilées, pour un nombre limité de paramètres chimiques, au sein d'une seule base de données afin de permettre une évaluation provisoire de l'état des eaux de l'est du Canada (Jeffries et al 1986; Jeffries 1989, sous presse). L'année dernière, un groupe de travail TADPA (LWG: LRTAP working Group) formé de représentants de diverses agences a constitué une nouvelle base de données incorporant non seulement des données d'inventaire plus récentes mais également davantage de paramètres chimiques et physiques que n'en comptait la version précédente (LWG 1989). Les résultats obtenus par le LWG (1989) seront largement utilisés ci-après à titre d'illustration. Les caractéristiques spécifiques de la base de données telles que les sources des données, les paramètres chimiques et physiques, les méthodes d'échantillonnage et d'analyse, les méthodes d'assurance de la qualité et de correction des données, les protocoles de calcul des paramètres (par exemple anions organiques, prise en compte des sels de mer, etc.), et les caractéristiques de groupement et de stockage des données sont présentées dans LWG (1989).

La base de données élaborée par le LWG (1989) contient des informations sur 8 505 lacs (dérivées de 20 629 échantillons) situés dans 324 bassins hydrographiques tertiaires de l'est du Canada. Tel qu'il est employé ici, le terme bassin hydrographique «tertiaire» correspond au bassin hydrographique de définition particulière déterminé à la suite d'une subdivision de troisième niveau des quatre bassins hydrographiques que compte le sud-est du Canada. Pour pouvoir arriver à des unités géographiques permettant une représentation des variations spatiales dans l'est du Canada, le LWG (1989) a classé les données en 22 groupes de bassins tertiaires (figure 4.1a.3 et tableau 4.1a.2).

Tableau 4.1a.1 Estimation des ressources en eau douce des provinces et territoires du Canada. Voir figure 4.1a.2 pour la répartition des lacs par superficie et en nombre.

	Superficie d'eau douce (km^2)[1]	Nombre de plans d'eau[2]
Terre-Neuve	5 690/28 340	138 711/-----
Nouvelle-Écosse	2 650	6 600
Nouveau-Brunswick	1 350	3 600
Québec	183 890	899 700
Ontario[3]	86 625	193 100
Manitoba	101 590	57 200
Saskatchewan	81 630	94 000
Alberta	16 800	-----
Colombie-Britannique	18 070	22 000
Yukon	4 480	-----
Territoires du Nord-Ouest	133 300	-----
Canada	755 180	-----

[1] superficies selon le Canadian World Almanac (1989)
[2] les nombres ont été estimés à partir des données fournies par Kelso et al (1986) pour l'est du Canada et Swain (1987) et le WNLTC (1987) pour l'ouest du Canada; des estimations plus précises portant sur la région située au sud du 52° de latitude nord et à l'est du 90° de longitude ouest sont fournies à la figure 4.1a.2.
[3] Les étendues d'eau douce de l'Ontario n'incluent pas les Grands Lacs.

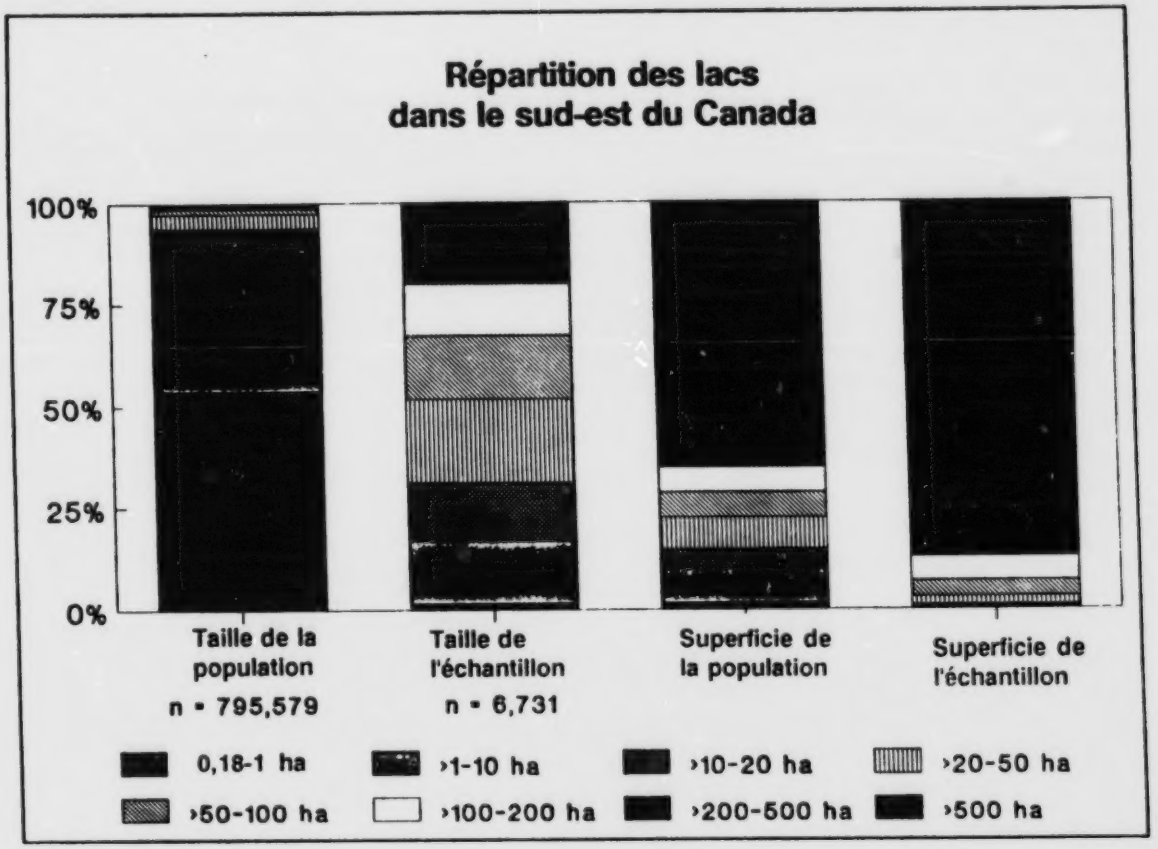


Figure 4.1a.2 : Répartition des lacs à l'intérieur de catégories de taille spécifiées pour l'inventaire des lacs du sud-est du Canada (Hélie et Wickware 1990) et le sous-ensemble pour lequel on dispose de certaines données chimiques (partie 4.1a.2). Les répartitions sont indiquées à la fois en nombre et en superficie.

Les groupes (GR) ont été choisis de façon à minimiser autant que possible la variance au sein d'un groupe à optimiser la variance entre les groupes du point de vue de la variabilité spatiale de la conductivité spécifique des eaux lacustres. Des informations subjectives sur la variabilité locale dans la composition géologique et des dépôts de SO_4^{2-} ont également joué un rôle dans la définition des limites des GR. Des analyses de groupement (Esterby et al 1989) ont abouti à des groupements similaires lorsqu'elles ont été effectuées sur la base des données relative aux provinces atlantiques.

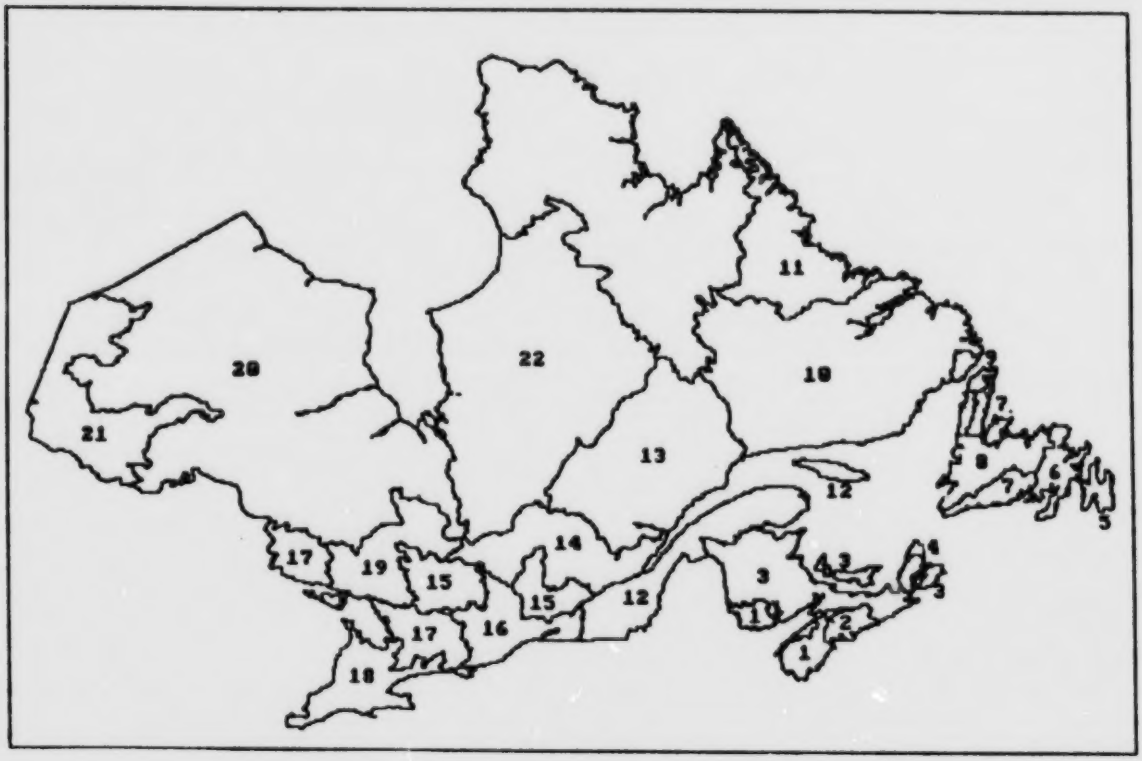


Figure 4.1a.3 : Emplacement et désignation numérique des groupes (GR) de bassins hydrographiques tertiaires dans l'est du Canada auxquels il est fait référence dans le présent rapport.

On dispose par ailleurs d'une importante quantité de données sur la chimie des ruisseaux et rivières de certaines régions de l'est du Canada. Sauf pour les cours d'eau les plus importants, la plupart de ces données portent sur l'écoulement qui s'effectue à partir ou en direction de lacs voisins. De plus, comme la plupart des petits cours d'eau du Canada sont gelés une partie de l'année, une bonne partie de leur faune se réfugie quelque temps dans les lacs. Donc, étant donné l'ampleur de la couverture spatiale fournie par la base de données LWG (1989) et de la moins grande variabilité temporelle inhérente des données sur les lacs par rapport aux données sur les cours d'eau, l'évaluation suivante de l'état des eaux de surface repose principalement sur des informations relatives aux lacs canadiens. Toute référence supplémentaire aux rivières sera soulignée lorsqu'il y a lieu, surtout s'il s'agit d'une partie particulièrement importante de la ressource hydrologique.

4.1a.2.2 OUEST DU CANADA (Y COMPRIS LES TERRITOIRES)

Les dépôts de sulfate sont <10 kg.ha^{-1}.an^{-1} dans la plupart des régions de l'ouest du Canada. Comme noté précédemment indiqué, on ne trouve des exceptions allant jusqu'à approximativement 20 kg.ha^{-1}.an^{-1} ne sont observées que dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique et dans le sud de l'Alberta et de la Saskatchewan et, hormis quelques cas localisés, on peut attribuer ces dépôts à des sources naturelles. Par conséquent, les activités de recherche et d'inventaire ont été plus limitées tandis que les données pouvant servir de base à l'évaluation sont moins complètes et ont rarement été recueillies dans le but de déterminer les effets induits par les dépôts acides. La sensibilité des lacs a été déterminée principalement à partir de données d'enquête sur le CNA, le Ca^{2+} ou le pH uniquement (Swain, 1987; WNLTC, 1987; Trew, 1988; Lechner et Howard, 1987; Tibbatts et al, 1987). Le détail des méthodes d'échantillonnage et d'analyse retenues est exposé dans les références précitées. La quantité de données recueillies au cours des dix dernières années, qui peut servir à l'évaluation de la sensibilité, varie selon le paramètre et correspond, au maximum, au nombre de lacs suivants : Manitoba - 5 813 lacs, Saskatchewan - 420 lacs, Alberta - 982 lacs, Colombie-Britannique - 800 lacs et Territoires du Nord-Ouest - 510 lacs. La couverture spatiale n'est pas régulière.

4.1a.2.3 REPRÉSENTATIVITÉ DES DONNÉES

Les bases de données comme celles décrites précédemment contiennent des informations où lèffort et les méthodes dèchantillonnage ne sont pas consistantes. De plus, aucun des inventaires effectués au Canada n'a été conçue pour refléter l'état de l'ensemble des lacs, à l'exception d'un réalisé récemment dans le sud du Québec où l'on a choisi des lacs situés à des endroits exempts de substrat calcaire pour représenter statistiquement la fraction des lacs de superficie de 10 à 2 000 ha (Dupont, sous presse). Ces deux limites sont également valables pour la base de données compilée par le LWG (1989), sur laquelle on s'appuie largement ci-après pour décrire et modéliser l'état de la qualité des eaux de l'est du Canada.

Jeffries et al (1986) et Jones et al (1990) ont considéré les implications découlant d'une inférence directe sur l'ensemble des lacs à partir de l'information relative à cet échantillon. Ils ont noté que les données chimiques sont généralement de nature «conservatrice», c'est-à-dire que les lacs inclus dans la base de données sont soit représentatifs de la population d'ensemble, soit affectés d'une erreur systématique les rapprochant de la fraction la moins sensible. Les inférences auront donc généralement pour conséquence de sous-estimer le degré d'acidification d'un lac. Cela s'explique de plusieurs manières.

Tout d'abord, >80 % des échantillons représentés dans la base de données LWG (1989) sont «synthétiques», c'est-à-dire que les résultats ont été obtenus en pondérant l'échantillon par les volumes d'eau ou que les prélèvements ont été effectués avec un tube d'échantillonnage intégré. Il a ainsi été possible de minimiser la variabilité introduite par les importantes fluctuations qui surviennent naturellement dans la composition des

eaux de surface. De plus, la plupart des échantillons ont été prélevés durant l'été, l'automne ou l'hiver alors que le CNA est généralement à sa valeur maximum ou à proximité de celle-ci (P.J. Dillon, études non publiées). L'acidification épisodique qui, est reconnue pour survenir en maints endroits durant la fonte des neiges (voir partie 4.1a.8) n'a donc guère d'importance dans la base de données régionale.

Deuxièmement, les données utilisées dans la base de données LWG (1989) représentent des valeurs médianes dans le cas d'échantillonnages multiples pour un lac particulier. De un à quatre échantillons suffisent généralement pour en arriver à une estimation convergente pour la plupart des paramètres ioniques lors du recours à un échantillonnage intégré (Scholer et al).

Troisièmement, 84 % des lacs échantillonnés, dont la superficie est connue, (c'est-à-dire 6 731) font plus de 10 ha. La base de données est donc raisonnablement représentative de la population de lacs du point de vue de la superficie (comparer les colonnes superficie de la population et superficie de l'échantillon à la figure 4.1a.2) mais elle ne l'est pas sur une base numérique (c'est-à-dire que les très petits lacs sont fortement sous-représentés). Diverses études donnent à penser que les petits lacs présenteraient généralement un pH ou un CNA inférieur (par exemple Krester et al 1989) ou qu'il n'y aurait guère de rapport entre la superficie du lac et le PNA (par exemple Kelso et al 1986). Neary et al (1990) estiment que 2,5 % des lacs de l'Ontario ayant une superficie comprise entre 1,0 et 9,9 ha présentent un pH $<5,0$ par rapport à 0,9 % pour les lacs de la fraction 10 à 99 ha. En ce qui concerne les lacs de plus de 10 ha des régions de la Mauricie et du Saguenay au Québec, on constate une relation directe faible ($r=0,3$) mais néanmoins significative entre la superficie du lac et le pH (Dupont 1989, 1990),toutefois aucune relation n'existe entre la superficie et le CNA. Une des analyses les plus rigoureuses mettant en relation la superficie et l'acidité a été effectuée par Krester et al (1989) pour 1 500 lacs (superficie $\geq 0,2$ ha) dans le cadre de l'inventaire sur les lacs des Monts Adirondack. Les résultats obtenus ont montré que le pH médian était plus faible dans les lacs les plus petits. Un seul cas de relation positive entre la superficie du lac et son acidité a été observé (A.H. El-S
haarawi, communication personnelle).

Tableau 4.1a.2 Nom des groupes (GR) de bassins hydrographiques tertiaires dèfinis par le LWG (1989), nombre de lacs et superficie totale (km^2) pour tous les lacs >0,18 ha et >1 ha, nombre de lacs èchantillonnès au sein de chaque GR, conductivitè mèdiane et niveau mèdian de dèpôt humide de SO_4^{2-} (voir ègalement la figure 4.1a.3).

GR No	Nom[1]	Nombre de lacs[2]			lacustre totale		Superficie Conductivitè spècifique (µS)	Dèpôt humide de SO_4^{2-} ($kg.ha^{-1}.an^{-1}$)
		tous	>1 ha	èchan-tillonès	tous	>1 ha		
1	Sud de la N.-É. et du N.B.	4 091	1 969	363	1 171	1 163	28	14,5
2	Centre-est de la N.-É.	3 258	1 825	84	434	428	45	13,7
3	Nord de la N.-É. et du N.B.	17 588	5 357	158	3 165	3 120	36	13,8
4	Hautes terres du Cap Breton	352	180	33	16	16	26	12,9
5	Avalon	9 295	4 181	17	514	494	34	9,5
6	Est de T.-N.	33 650	15 736	76	2 108	2 019	28	8,9
7	Nord et Sud de T.-N.	45 947	17 296	36	1 435	1 307	18	10,4
8	Centre et ouest de T.N.	42 027	18 071	70	7 342	7 231	24	10,1
9	Belle Ile	14 524	5 311	8	437	396	79	8,2
10	Est du Québec, sud du Labrador[2]	246 700	108 583	213	16 849	16 262	11	7,5
11	Nord du Labrador[2]	—	—	52	—	—	10	5,5
12	Rive est du St-Laurent	16 920	4 487	131	891	846	92	26,9
13	Saguenay[2]	126 097	65 339	441	17 923	17 665	21	14,0
14	Laurentides	50 959	28 972	744	9 915	9 823	21	20,9
15	Sud-ouest du Québec	45 021	22 737	761	5 950	5 858	32	22,9
16	Vallèe de l'Outaouais	19 458	7 851	257	3 644	3 597	47	22,7
17	Centre de l'Ontario	57 534	23 649	2 160	5 436	5 297	32	24,7
18	Sud de l'Ontario	5 947	1 812	2	3 586	3 571	315	>25
19	Sudbury - Noranda	45 113	19 257	722	7 112	7 007	39	19,4
20	Nord de l'Ontario[2]	219 981	106 412	1 450	43 895	43 437	89	14,9
21	Nord-ouest de l'Ontario[2]	—	—	625	—	—	33	8,3
22	Nord du Québec[2]	176 165	92 147	102	36 533	36 177	19	15,9

[1] Les lacs des GR 2, 5 et 19 subissent des influences locales; les GR 4, 6 et 21 contiennent nombre de lacs colorès.

[2] Les nombres et les superficies sont tirès de l'inventaire de Hèlie et Wickware (1990); une partie des GR 10, 13, 20 et 22 est situè en dehors de la zone d'inventaire et leur superficie a donc ètè ètablie au prorata; les GR 11 et 21 sont situès complètement à l'extèrieur de la zone d'inventaire.

Quatrièmement, près de 6 000 lacs des 8 505 lacs de la base de données LWG (1989) sont situés en Ontario. Les données ont été réunies dans le cadre d'une quarantaine d'inventaires (pour plus de détails sur les données pour l'Ontario, voir Neary et al 1990). Le mécanisme de sélection des lacs de certains inventaires effectués en Ontario ainsi que le biais inhérent aux critèresde sélection (par exemple la nécessité de trouver des populations suffisantes d'espèces se prêtant à la pêche sportive) portent à croire que les lacs non sensibles et non affectés ont été surreprésentés (Neary et al 1990). De plus, les très petits lacs ont été dans une large mesure exclus des enquêtes. D'un autre côté, une forte proportion de la population totale des lacs a été échantillonnée dans certaines régions de l'Ontario (surtout dans le sud central de la province et dans la région qui entoure Sudbury). Néanmoins, des estimations relativement précises peuvent être faites sur les caractéristiques de la population à partir des informations recueillies sur cet échantillon.

Les GR 14 et 15 englobent la région d'échantillonnage de la Mauricie et de l'Outaouais de Dupont (sous presse). Il est donc possible de comparer les données non aléatoires du LWG (1989) avec celles qui ont été recueillies dans le cadre de l'échantillonnage statistique de Dupont (figure 4.1a.4). Cet inventaire excluait les lacs situés sur des sols calcaires ou alcalins (en introduisant de ce fait un léger écart systématique en faveur des systèmes les plus sensibles) et n'incluait que les lacs >10 ha (en introduisant peut-être de ce fait un écart compensatoire en faveur des systèmes les moins sensibles). La compilation des données du LWG (1989) a été opérée sans aucune restriction de ce type. Les paires du GR 14 de la Mauricie sont géographiquement similaires alors que le GR 15 est notablement plus vaste que l'Outaouais étant donné qu'il inclut trois bassins tertiaires du centre-est de l'Ontario. La distribution des données sur le CNA et le SO_4^{2-} est visuellement similaire à celle de la paire du GR 14 - Mauricie, ce qui implique que l'extrapolation des informations de l'échantillon du LWG (1989) à la population d'ensemble devrait permettre d'aboutir à des estimations raisonnables, du moins pour les lacs qui sont situés en terrain sensible et dont la superficie est >10 ha. Il semble que la paire du GR 15 - Outaouais se caractérise par des différences plus importantes (la distribution du GR 15 montre un déplacement vers des valeurs de CNA et de SO_4^{2-} plus élevées) qui peuvent facilement s'expliquer par la différence de couverture géographique.

Afin de pouvoir procéder à une analyse plus quantitative du degré de comparabilité, un test x^2 a été appliqué aux paires de séries de données Dupont-LWG. Avant l'analyse statistique, les deux bases de données ont été rendues complètement indépendantes en supprimant les données de Dupont de la base de données LWG où elles étaient intégrées. Les deux séries de données ont été ramenées à une distribution logarithmique normale et les distributions de CNA, de SO_4^{2-} et de Ca^{2+} (les seuls paramètres testés) étaient similaires au seuil de 5 %. Un test de Kolmogorov-Smirnov a été effectué afin de vérifier la concordance entre les ensembles de données et de confirmer l'interprétation visuelle présentée ci-dessus, c'est-à-dire la distribution similaire de la paire GR 14 - Mauricie et l'existence de certaines différences dans la paire GR 15 - Outaouais. La comparabilité de la paire GR 14 - Mauricie ainsi que les valeurs de CNA plus élevées

observées dans le GR 15 par rapport à l'Outaouais, donne à penser que les inférences faites à partir de la base de données LWG (1989) ne surévalueront pas le degré d'acidification qui atteint dans ces zones.

Même s'il est indubitable que le degré de représentativité de la base de données LWG fluctue d'une région à l'autre, nous considérons que le fort écart systématique en faveur des lacs de plus grande taille, les méthodes de collecte et de compilation des données, ainsi que l'absence relative de données recueillies durant la fonte nivale au sein de la base de données permettront de procéder à des estimations ne surestimant pas le degré d'acidification des lacs, c'est-à-dire à des inférences conservatrices. Jones et al (1990) sont arrivés à une conclusion similaire en relevant que le sous-ensemble de données de la Nouvelle-Écosse est le seul dans lequel les lacs sensibles et acidifiés pourraient être surreprésentés. Afin de compenser cette possibilité, ils sont partis du principe que les données de Nouvelle-Écosse ne portaient que sur les zones sensibles de la province (figure 4.1a.1) et que les zones restantes n'étaient pas affectées du tout. La stratification spatiale des données de la Nouvelle-Écosse en trois groupes de bassins tertiaires dont les sols présentent des caractéristiques différentes et pour lesquels la densité d'échantillonnage varie (voir tableau 4.1a.2 et figure 4.1a.3) découle directement de la nécessité de faire face à ce problème.

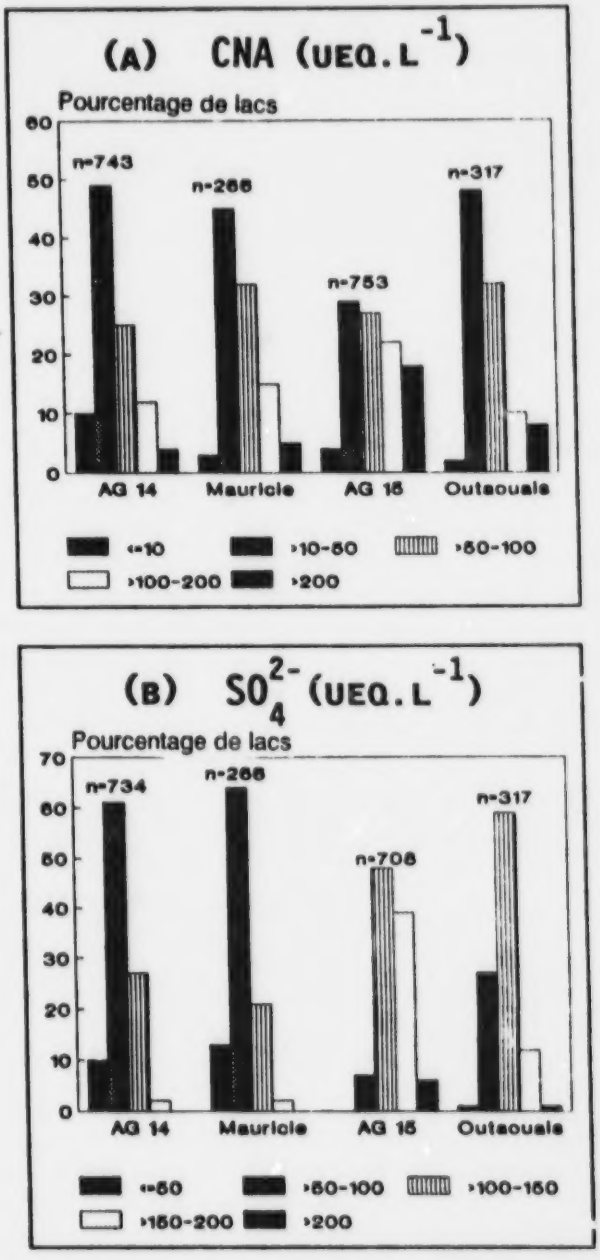


Figure 4.1a.4 : Comparaison des distributions du CNA et du SO_4^{2-} * pour deux régions du sud-ouest du Québec selon le LWG (1989) et Dupont (sous presse).

4.1a.3 CONDITION DES EAUX DE SURFACE - EST DU CANADA

Résumé : Les lacs des provinces atlantiques et du Québec présentent généralement des concentrations de CNA et de cations basiques (C_b*), corrigées pour tenir compte des embruns marins, inférieures à celles de l'Ontario, qui s'expliquent principalement par des différences au niveau des caractéristiques du sol et en particulier par la présence non-homogène de minéraux calcaires dans la roche et les tills glaciaires. Il est donc probable que les lacs des régions atlantiques et du Québec soient plus sensibles aux dépôts acides; ils sont également plus sensibles que la plupart des lacs de l'est des États-Unis. Exception faite des régions où l'on trouve des sources importantes de SO_2 comme Sudbury, en Ontario, et Noranda, au Québec, c'est dans les provinces atlantiques que l'on relève les plus fortes proportions de lacs acides (définies par CNA≤0). Du fait que la base de données ayant servi à cette évaluation ne devraient surestimer pas l'ampleur des eaux de surface acides, il existe probablement >14 000 lacs acides >1 ha (et >31 000 lacs acides >0,18 ha) dans la partie sud-est du Canada, qui est située au sud du 52° de latitude nord et à l'est du 90° de longitude ouest.

Les concentrations de sulfate (SO_4^{2-}*) en lac, après correction pour les sels marins sont principalement dépendants, de l'importance des dépôts de SO_4^{2-} puisque les sols d'origine glaciaire qui caractérisent la région possèdent une très faible capacité pour adsorber les quantités supplémentaires de SO_4^{2-} aux niveaux de dépôt actuels, tandis que les sources naturelles de S (c'est-à-dire les minéraux sulfurés du substrat rocheux) ne jouent qu'un rôle minime. Les plus fortes valeurs médianes de SO_4^{2-}* dans les lacs coïncident donc avec les plus forts taux de dépôts (centre et sud de l'Ontario et sud du Québec) alors que les plus faibles surviennent dans le nord du Labrador où les dépôts sont également les plus faibles.

La production et la dissociation naturelle d'acides organiques génèrent une charge acide relativement uniforme aux lacs de la plupart des régions de l'est du Canada. La demande en CNA imposée par l'acidité organique amène un accroissement de la sensibilité des eaux de surface aux dépôts acides d'origine anthropique et c'est en partie pour cette raison que les eaux sensibles des provinces atlantiques (c'est-à-dire celles où les concentrations de C_b* sont très faibles) sont caractérisées par une plus forte proportion de systèmes acides. Toutefois, les acides organiques font également office de tampon contre les réductions de pH dans les eaux où le pH est faible (˜4,5). L'acidification régionale des lacs de l'est du Canada tient principalement aux dépôts de SO_4^{2-} et non pas à des acides organiques, une conclusion que tend à confirmer l'analyse des rapports cations-anions.

A l'heure actuelle, les dépôts de N ne contribuent que peu à l'acidification des eaux canadiennes. Quant aux concentrations de Al total, elles présentent des distributions serrées à des niveaux faibles qui sont peu inquiétants; toutefois, une acidification épisodique peut entraîner une élévation des niveaux de NO_3^- et de Al à court terme.

La description de l'état chimique actuel des lacs de l'est du Canada, présentée ci-après, portera essentiellement sur la somme des cations basiques ($C_b^* = Ca^{2+*} + Mg^{2+*} + Na^{+*} + K^{+*}$) corrigée pour les sels de mer, du CNA, du sulfate (SO_4^{2-*}) corrigés pour les sels de mer, des anions organiques (A^-), du NO_3^- et du Al total. Il est à remarquer que la correction pour les sels marins (indiquée par un astérisque) a été effectuée pour tous les bassins tertiaires qui reçoivent des dépôts notables de sels marins. Toutefois, lorsque cette correction s'avérait négligeable, les valeurs de cations et de SO_4^{2-} étaient utilisées directement comme si elles avaient été corrigées. Cette considération prend toute son importance pour le sous-ensemble de l'Ontario pour lequel Cl^- n'est généralement pas disponible. L'impossibilité d'apporter une correction pour les sels marins qui s'avèrent négligeable pour les lacs de l'Ontario conduirait en effet à l'élimination d'une forte proportion des données utilisées pour l'analyse qui suit. Les données relatives au CNA qui ont servi à décrire l'état actuel ont été mesurées directement au moyen de la méthode de Gran ou de méthodes équivalentes. Même si le pH est le paramètre le plus important sur le plan biologique (voir partie 4.1b), les mesures du pH dans la base de données sont relativement imprécises du fait de la variabilité du PCO_2 dans les échantillons d'eaux lacustres. L'interprétation de l'état chimique sur la base du pH ne diffèrant pas beaucoup de celle qui se fonde sur le CNA, il n'en sera pas fait mention dans le présent document. Tel qu'employé dans ce rapport, le terme «acidifié» indique une perte de PNA de l'eau lacustre par rapport à ce qui aurait été le cas du fait des dépôts naturels de SO_4^{2-}. Le terme «acide» implique que le CNA est ≤ 0 $\mu eq.L^{-1}$; un lac peut donc être acidifié sans pour autant être acide.

La distribution de chacun des paramètres chimiques a été déterminée pour la totalité des lacs compris dans les groupes (GR) tel que précisé dans la figure 4.1a.3 et le tableau 4.1a.2 (LWG, 1989). On remarquera que les GR 5, 9 et 18 ne contiennent qu'un nombre extrêmement limité de données et ne seront donc pas inclus dans la discussion suivante. Les différences spatiales relevées dans l'est du Canada sont illustrées en présentant les distributions de données sous la forme de graphiques (par exemple figure 4.1a.5) qui donnent le 10e, le 25e, le 50e, le 75e et le 90e percentiles pour les GR qui sont répartis approximativement d'ouest en est. La disposition géographique présentée dans les graphiques suit approximativement un croissant concave allant de la zone de faible dépôt GR 21, dans le nord-ouest de l'Ontario, à la zone de faible dépôt GR 11, dans le nord du Labrador. Les chiffres indiqués dans la partie supérieure de chaque graphique précisent la taille des populations de lacs échantillonnés que chaque colonne représente. Les concentrations médianes pour les lacs échantillonnés sont fournies dans le tableau 4.1a.3.

Tableau 4.1a.3 Concentrations médianes de C_b*, CNA, SO_4^{2-} et A^- dans les lacs échantillonnés des GR de bassins tertiaires de l'est du Canada (LWG 1989). Le pourcentage de lacs acides (CNA≤0) présents dans l'échantillon de lacs est également fourni.

Numéro du groupe	C_b* $\mu eq.L^{-1}$	CNA $\mu eq.L^{-1}$	SO_4^{2-} $\mu eq.L^{-1}$	A- $\mu eq.L^{-1}$	CNA≤0 %
1	77	18	53	21	19
2	102	13	73	18	9
3	154	74	54	21	1
4	40	2	17	19	36
6	108	62	38	41	0
7	67	15	30	19	19
8	126	61	47	27	6
10	72	34	30	24	1
11	75	85	15	11	0
12	585	568	114	22	0
13	151	57	52	27	1
14	165	43	83	23	1
15	257	78	146	20	1
16	313	208	134	23	0
17	230	62	150	19	4
19	234	33	208	13	24
20	1 024	641	90	37	1
21	338	188	67	63	0
22	190	87	62	38	2

4.1a.3.1 CATIONS BASIQUES (C_b*) ET CAPACITÉ DE NEUTRALISATION DES ACIDES (CNA)

Le C_b* de l'eau lacustre constitue un indicateur raisonnable de la «sensibilité» puisqu'il reflète la capacité du bassin lacustre à neutraliser les acides par des réactions d'échanges cationiques ou d'altération. Le Ca^{2+}* et le Mg^{2+}* prédominent généralement dans le C_b* dans tout l'est du Canada; le Na^+* et le K^+* ne représentent quant à eux qu'une petite fraction, par exemple 12-18 % du C_b* dans le sous-ensemble de données de l'Ontario (Neary et Dillon 1988).

Jeffries et al (1986), Cook et al (1988) et Jeffries (sous presse) ont remarqué que certains secteurs de l'est du Canada présentent généralement des concentrations de C_b* inférieures à celles de l'Ontario (partie supérieure de la figure 4.1a.5), une caractéristique que l'on retrouve également dans les distributions du CNA (partie inférieure de la figure 4.1a.5). La grande variabilité entre groupes et dans certains cas à l'intérieur des GR est contrôlée par la variabilité des caractéristiques des sols, et en particulier par la profondeur de ces sols et de l'irrégularité de la présence d'éléments carbonatés soit dans le substrat rocheux (sud de l'Ontario, vallée de l'Outaouais, rive sud du Saint-Laurent et certains secteurs du Nouveau-Brunswick, de Terre-Neuve et du centre de la Nouvelle-Écosse) ou dans les dépôts de surface (influence surtout évidente en Ontario; Coker et Shilts 1979, Shilts 1981; Hornbrook et al 1986; Kettles et Shilts 1989; Shilts et Kettles 1989). Même les différences les plus subtiles dans les concentrations de cations basiques et de CNA dans les sous-régions de l'Outaouais et de la Mauricie du sud-ouest du Québec (GR 15 et 14) sont expliquées de cette manière (Dupont, sous presse). Par conséquent, le LWG (1989) a constaté que les concentrations de C_b* et de CNA pour les GR caractérisés par une géologie calcaire (GR 3, 12, 16, 20, 21 et, dans une moindre mesure, 8 et 22) fluctuent à l'intérieur d'une gamme très large et que toutes leurs distributions présentent de fortes valeurs extrêmes. Les valeurs médianes de C_b* et de CNA pour les lacs de ces GR sont comprises entre 154-1 036 et 74-641 $\mu eq.L^{-1}$ respectivement (tableau 4.1a.3). Ils ne sont donc pas particulièrement sensibles aux dépôts acides.

Par comparaison, les distributions de concentration dans les autres GR restants, où le matériel carbonaté est peu abondant, présentent une gamme restreinte (figure 4.1a.5) et leurs valeurs médianes traduisent une plus grande sensibilité aux dépôts acides (40-257 et 2-92 $\mu eq.l^{-1}$ pour le C_b* et le CNA respectivement). Cela est particulièrement vrai pour les lacs des provinces atlantiques (à l'exception du GR 3, qui est moins sensible; Howell et Brooksbank, 1987). En fait, 19-36 % de l'ensemble des lacs du LWG (1989) appartenant aux GR 1,4 et 7 sont acides (c'est-à-dire que le CNA est ≤ 0; voir tableau 4.1a.3). Tous reçoivent des dépôts humides de $SO_4^{2-} > 10$ $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. Par contre, le nord du Labrador (GR 11) qui est très sensible (conductivité médiane = 10 μS) et qui reçoit des dépôts < 10 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ ne contient pas de lacs acides et est caractérisé par la valeur médiane de CNA la plus élevée de toutes les eaux de la région atlantique. Sudbury-Noranda (GR 19) abrite un fort pourcentage de lacs acides, principalement à cause de l'existence de sources locales de SO_2.

Les pourcentages de lacs acides présentés au tableau 4.1a.3 peuvent être exprimés par extrapolation proportionnelle sur la base de l'inventaire des ressources lacustres (tableau 4.1a.2) dans la mesure où l'on garde à l'esprit que la population de l'échantillon ne constitue pas un sous-ensemble statistique de la population globale et qu'elle sous-représente probablement le nombre de lacs qui risquent d'être les plus sensibles (voir partie 4.1a.2.3). Compte tenu de cette réserve, on dénombre >14 000 lacs acides >1 ha (>31 000 lacs >0,18 ha) dans la partie du Canada située au sud du 52° de latitude nord et à l'est du 90° de longitude ouest (16 % du pays). Ces estimations

paraissent raisonnables. Neary et al (1990) évaluent à 7 250 le nombre de lacs acides en Ontario sur la base d'un échantillon de 6 000 lacs dont plus de 99 % font >1 ha. Dans le sud du Québec (au sud du 51° de latitude nord, au nord du fleuve Saint-Laurent et à l'ouest du 62° de longitude ouest), l'extrapolation statistique effectuée à partir d'une population globale de 31 800 lacs de 10 à 2 000 ha permet d'estimer à 5 993 le nombre de lacs ayant un pH≤5,5 (J. Dupont, communication personnelle).

Les concentrations de C_b* et de CNA dans les eaux lacustres peuvent être affectées par les dépôts acides, la concentration de C_b* augmentant si l'exportation terrestre de cations basiques en provenance du bassin versant s'accroît (c'est-à-dire si elle est reflétée par une valeur de F>0; Henriksen 1982, 1984; Wright 1983) et le CNA diminuant si l'apport acide n'est pas complètement équilibré par un accroissement des cations basiques. Il est vraisemblable que F varie en fonction de la concentration initiale de C_b* (Husar et al, sous presse; Marmorek et al 1990). Les concentrations de cations basiques ne changeront guère dans les GR où il y a naturellement peu de C_b* (à cause de la faiblesse des taux d'altération géochimiques) même en présence de dépôts acides. Dans ces lacs, l'acidification des eaux lacustres survient à mesure que le SO_4^{2-} affaiblit le CNA (voir également la partie 4.1a3.5). Même en Ontario, où le C_b* est relativement plus élevé, 60 % du gradient spatial constaté pour le CNA s'explique par le remplacement du CNA par les sulfates d'origine atmosphérique (Neary et Dillon 1988; Neary et al 1990).

La comparaison de la chimie des eaux lacustres canadiennes et américaines (Baker et al, sous presse; les données canadiennes utilisées ont été extraites de la base de données de Jeffries, sous presse) démontre que les concentrations de cations basiques (uniquement représentées par Ca^{2+} + Mg^{2+}) observées pour les lacs échantillonnés du Québec et de toutes les provinces situées à l'est du Canada du même ordre et souvent inférieures à celles observées dans les lacs de plusieurs sous-régions américaines (par exemple Adirondacks, Maine, Midwest supérieur, Blue Ridge du sud, Floride). De plus, le pourcentage de lacs présentant un CNA<200 μeq.L^{-1} (87-97 %) au sein des provinces canadiennes est également plus élevé que ce qui a été observé dans toutes les sous-régions américaines, à l'exception de la Floride. Dupont (sous presse) arrive à des conclusions similaires. Ces données confirment la grande sensibilité des eaux du Québec et des provinces atlantiques par rapport à d'autres régions de l'est de l'Amérique du Nord. Les eaux ontariennes, surtout celles des secteurs nordiques qui ne subissent pas d'influences locales au sein du GR de Sudbury-Noranda (19), sont quelquefois moins sensibles (CNA et C_b* plus élevés) que les sous-régions américaines décrites dans Baker et al (sous presse).

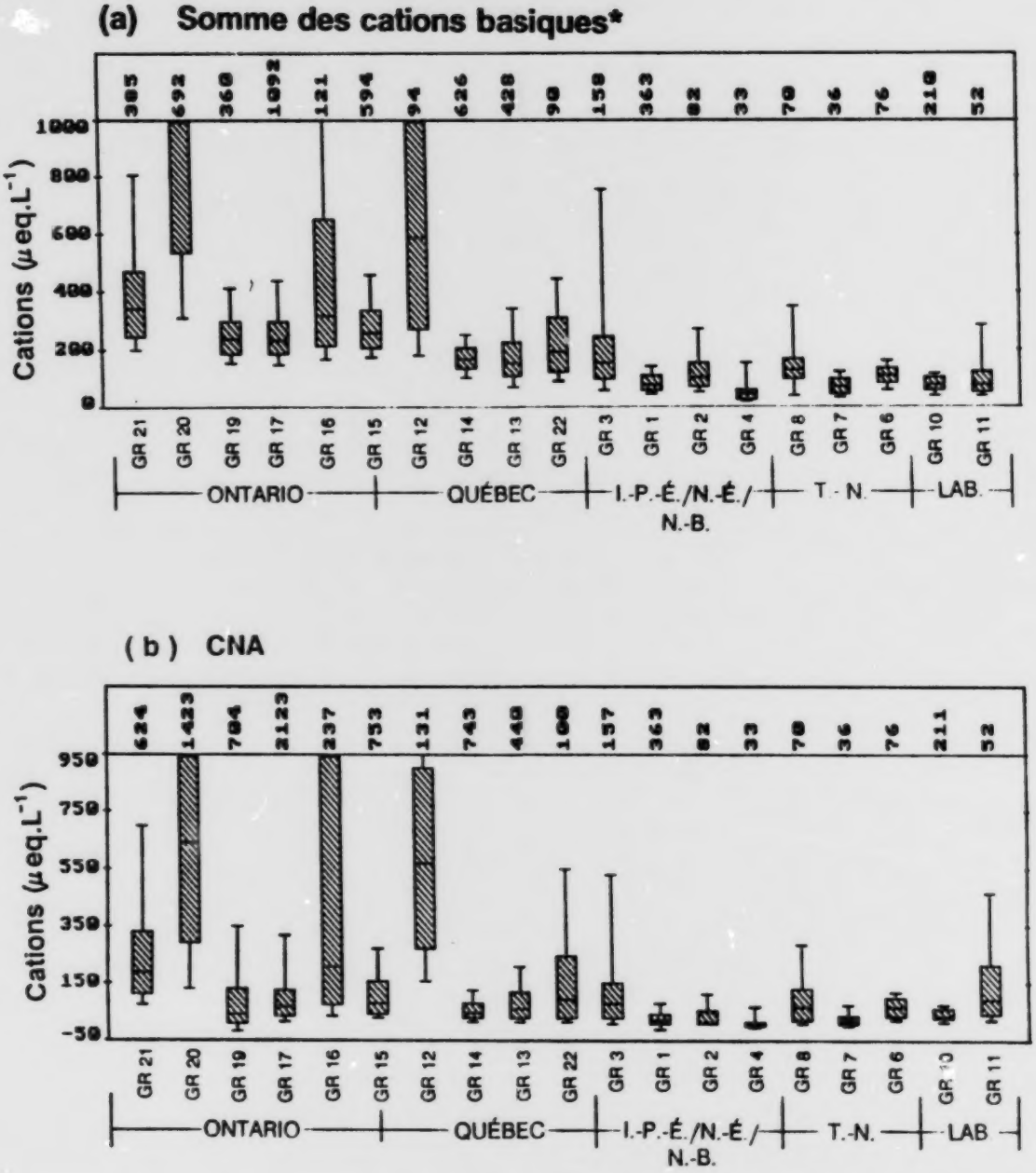
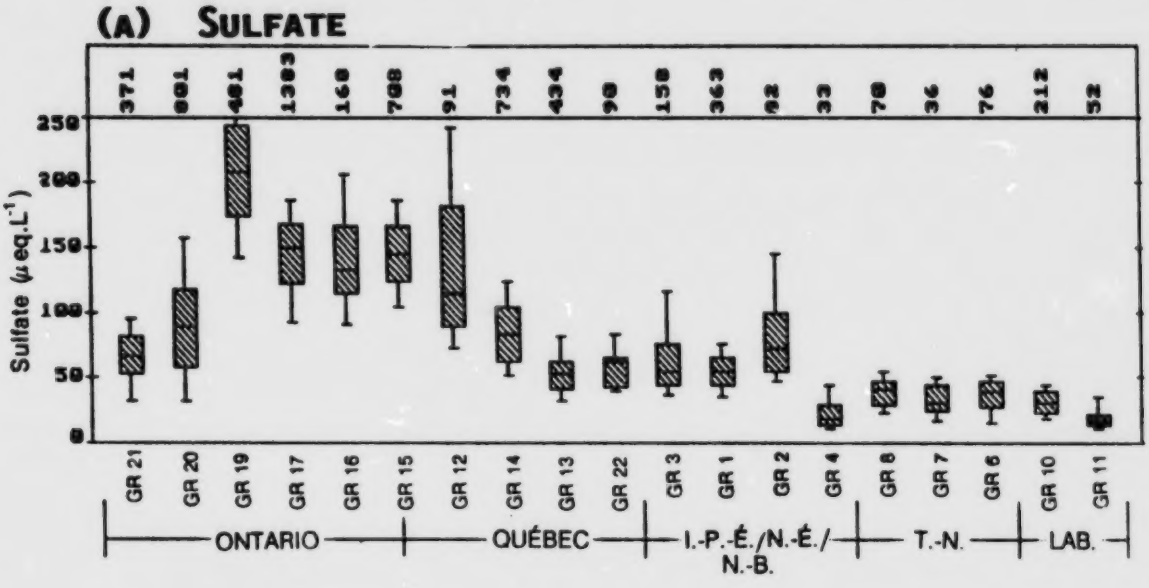


Figure 4.1a.5 : Distribution des percentiles 10, 25, 50, 75 et 90 de a) C_b* et b) CNA pour les GR de bassins tertiaires de l'est du Canada. Une description détaillée des graphiques est fournie dans le texte et la figure 4.1a.3 indique l'emplacement des GR.

4.1a.3.2 SULFATE

Les concentrations de sulfate dans les eaux de l'est du Canada sont principalement contrôlées l'ampleur des dépôts de SO_4^{2-}. Cela tient à ce que les sols d'origine glaciaire typiques de cette région ne parviennent guère à adsorber des quantités supplémentaires de SO_4^{2-} aux niveaux des dépôt actuels (Rochelle et al 1987) et à ce que les sources naturelles de S (c'est-à-dire les minéraux sulfurés présents dans le substrat rocheux) n'exercent en général qu'une faible influence (Wright 1983; Caron 1984; Neary et Dillon 1988; Clair et al 1989a). Par conséquent, le LWG (1989) a constaté que les plus fortes concentrations médianes de SO_4^{2-} se trouvent dans les régions recevant les plus torts de dépôts, c'est-à-dire dans le centre et le sud et de l'Ontario, ainsi que dans le sud du Québec (GR 12, 14-19, voir partie supérieure de la figure 4.1a.6 et le tableau 4.1a.3; les valeurs médianes de SO_4^{2-} pour les eaux lacustres sont comprises dans une fourchette de 83-208 $\mu eq.L^{-1}$). Cela recoupe les conclusions précédentes de Jeffries et al (1986), Cook et al (1988) et Jeffries (sous presse). Par contre, la plupart des régions des provinces atlantiques (par exemple les GR 1, 3, 6, 7, 8, 10; les exceptions étant indiquées ci-dessous) reçoivent des dépôts modérés et présentent des concentrations médianes de 30-54 $\mu eq.L^{-1}$ dans les eaux lacustres. Le nord du Labrador, qui reçoit le moins de dépôts, se caractérise par une valeur médiane de seulement 15 $\mu eq.L^{-1}$ pour les eaux lacustres . La présentation graphique des dépôts de SO_4^{2-} en fonction des concentrations en lac conduit à une relation positive entachée d'incertitude à l'échelon individuel. Cela n'est pas étonnant compte tenu de la variabilité des processus chimiques survenant dans chacun des lacs. Toutefois, la relation entre la valeur médiane du dépôt total de SO_4^{2-} (c'est-à-dire dépôt humide + estimation des dépôts secs) et la concentration lacustre médiane pour les GR de l'est du Canada est plus évidente et s'avère fortement significative (partie inférieure de la figure 4.1a.6). Une telle relation a également été observée pour les sous-régions de l'est du Canada, par exemple Neary et Dillon (1988) en Ontario, Dupont et Grimard (1986, 1989) dans le sud du Québec et Howell et Brooksbank (1987) dans les provinces atlantiques.

Des exceptions ont pu être soulevées dans la base de données LWG (1989). Elles résultent d'influences localisées telles que les importantes émissions des fonderies (c'est-à-dire Sudbury-Noranda, GR 19), les centrales électriques et les sources géologiques perturbées par des activités humaines (c'est-à-dire GR 2). Ces influences amènent des distributions de SO_4^{2-} telles que les groupes affectés se caractérisent par des concentrations plus élevées que dans les groupes voisins qui, on peut le supposer, reçoivent des dépôts comparables des sources lointaines. Inversement, les grandes zones humides des Hautes Terres du Cap Breton (GR 4) adsorbent les apports de SO_4^{2-} (voir partie 4.1a.5), ce qui produit une valeur médiane relativement plus faible. Le GR 12 englobe la rive sud du Saint-Laurent où l'on trouve une gamme particulièrement vaste de dépôts de SO_4^{2-} du fait de la situation géographique de ce bassin et de sa forme allongée; il se caractérise donc aussi par une vaste gamme de concentrations de SO_4^{2-} en lac. En fait, la variabilité inter-lac observée dans les dépôts est probablement à l'origine d'une partie de la dispersion qui est manifeste dans toutes les distributions.



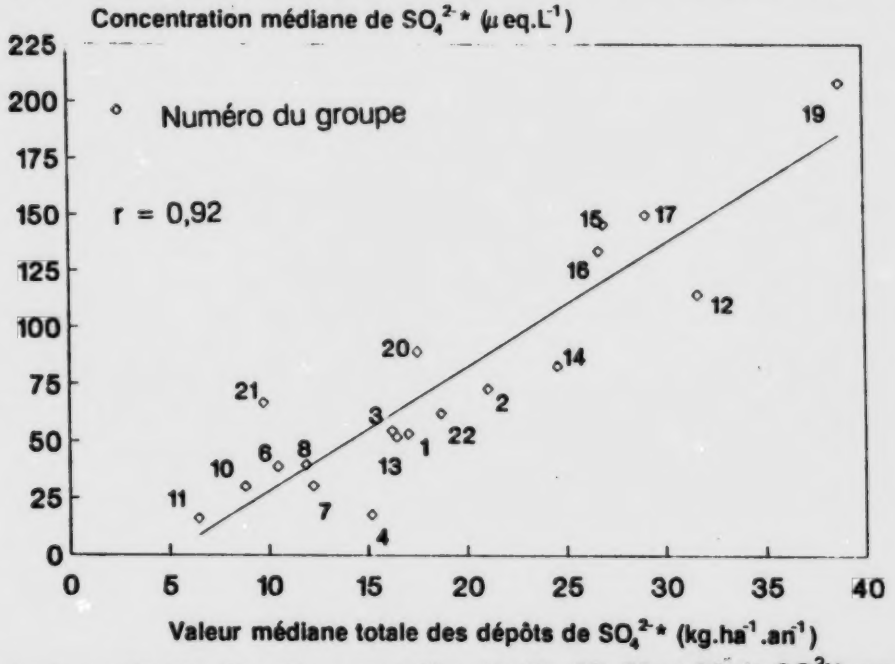


Figure 4.1a.6 : a) Distribution des percentiles 10, 25, 50, 75 et 90 de SO_4^{2-}* pour les GR de l'est du Canada; b) relation entre la valeur médiane du dépôt total de SO_4^{2-}* et les concentrations médianes dans les lacs.

La réduction du SO_4^{2-} dans l'eau des lacs (Schindler 1986) pourrait modifier la relation entre dépôts et concentrations lacustres (c'est-à-dire aboutir à des concentrations lacustres inférieures à celles prévues. Les différences inter-lacs contribuent probablement elles aussi à la dispersion des concentrations de SO_4^{2-} qui a été observée. Toutefois, le fait que l'on constate partout des relations positives entre les taux de dépôt et les concentrations en lac porte à croire que la réduction du SO_4^{2-} n'a qu'une importance minime sur une base régionale. Seuls les lacs dont le temps de renouvellement des eaux est long bénéficient de manière notable (production de CNA) de la réduction du SO_4^{2-} (Schindler 1986; Kelly et al 1987).

4.1a.3.3 ANIONS ORGANIQUES

Les composés organiques présents à l'état naturel forment un mélange hétérogène et complexe de solutés : acides fulviques, acides humiques, hydrates de carbone, acides carboxyliques, acides aminés, etc. (Thurman 1985). Les constantes de dissociation (pK_a) du H^+ de ces solutés varient de façon très prononcée. Certains sont des acides faibles dont le pK_a est >5 et qui n'ont que très peu d'effets sur l'acidité des eaux naturelles. D'autres sont des acides modérément forts dont le pK_a est <4 et, dans les eaux de pH relativement neutre, leur dissociation réduit le CNA. Dans les eaux de pH<5, ces acides tamponnent les concentrations de H^+.

L'effet des acides organiques sur la chimie des lacs de l'est du Canada est évalué en fonction des concentrations d'anions organiques (A^-) (partie supérieure de la figure 4.1a.7 et du tableau 4.1a.3). Les concentrations de A^- ont été calculées par la méthode de Oliver et al (1983), à l'exception près que la contribution du COD par rapport à A^- a été fixée à 5 plutôt qu'à 10 $\mu eq.mg^{-1}$ COD (Wright 1989; Kortelainen et al 1989). Ainsi calculés, les A^- ne reflètent probablement que la forme ionique et non pas ceux qui sont liés à Al, Fe, etc. Driscoll et al (1989) ont étalonné le modèle d'Oliver et al (1983), au moyen des données provenant du Eastern Lake Survey (ELS) américain et a pu constater que le modèle surestimait A^- à bas pH et inversement pour un pH élevé. Urban et al (1989) ont résumé la densité de charge de divers types d'eau; les eaux de surface, les cours d'eau et les lacs présentent des densités de charge moyenne de 2,6-10,1 $\mu eq.mg^{-1}$ C. Le recours à une densité de charge unique (c'est-à-dire 5 $\mu eq.mg^{-1}$ COD) pour tous les lacs de l'est du Canada constitue une simplification dont il faut tenir compte dans l'interprétation de l'influence des acides organiques.

Le LWG (1989) a constaté que pour tous les GR à l'exception de l'est de Terre-Neuve, du nord de l'Ontario, du nord-ouest de l'Ontario et du nord du Québec (GR 6, 20, 21, 22), présentent des distributions similaires en A^-, où les valeurs médianes se concentrent à l'interieur d'une gamme plus étroite (11-27 $\mu eq.L^{-1}$) que plusieurs autres ions majeurs. Le GR 19 (Sudbury-Noranda), qui est le plus touché par les sources d'émission locales de SO_2, présente l'une des valeurs médianes en A^- les plus faibles. La dissociation et la production naturelle d'acides organiques assurent une charge de H^+ relativement

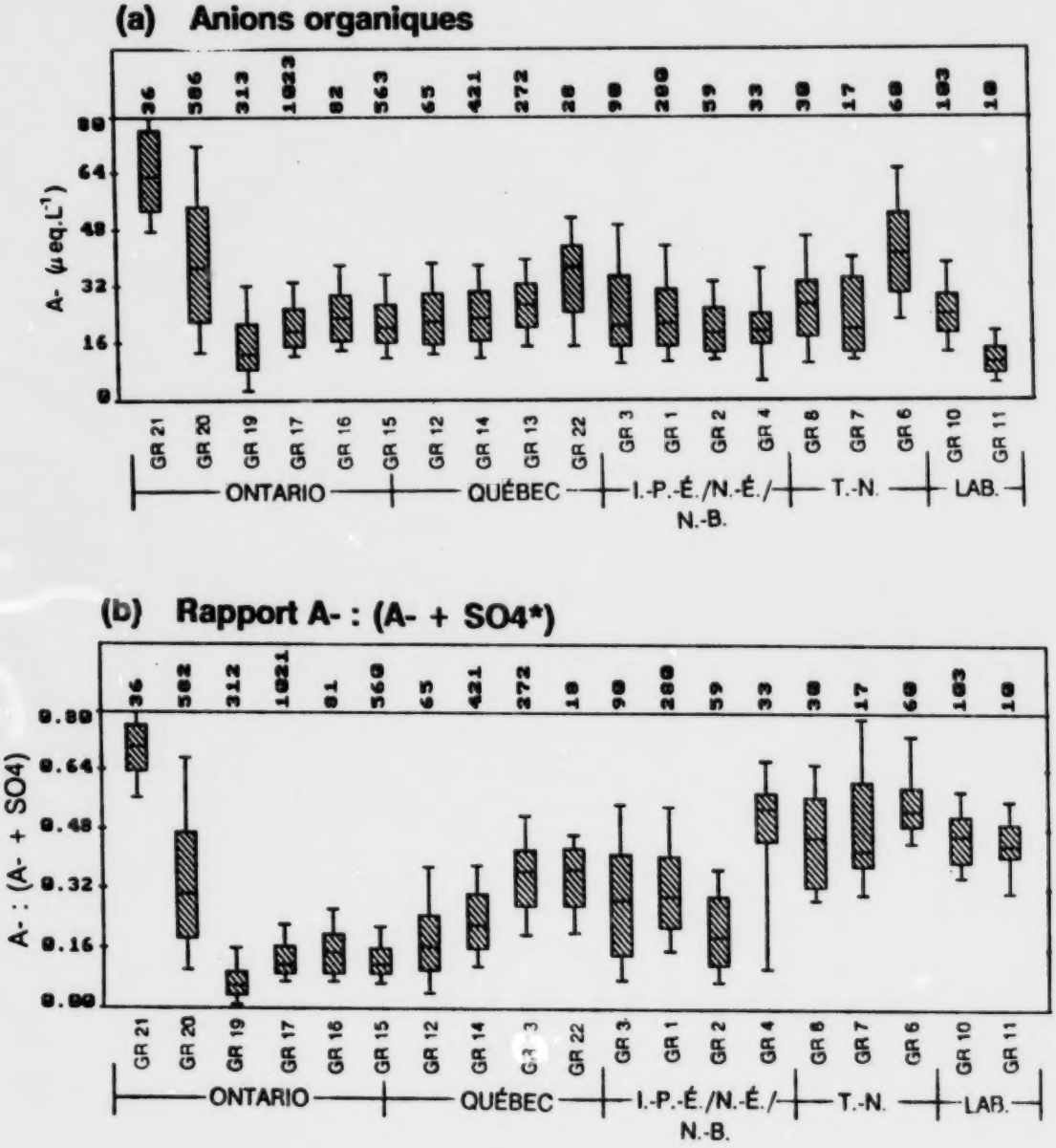


Figure 4.1a.7: Distribution des percentiles 10, 25, 50, 75 et 90 pour a) A^- et b) le rapport $A^-:A^- + SO^{2-}_4$* pour les GR de l'est du Canada.

uniforme dans les lacs de 15 des 19 GR de l'est du Canada. Les quatre exceptions relevées plus haut présentent des valeurs médianes de A^- plus élevées (33-63 $\mu eq.L^{-1}$) et deux d'entre eux (c'est-à-dire les GR 20 et 21) se caractérisent également par des distributions plus larges (figure 4.1a.7). L'acidification naturelle des lacs de ces quatre GR est peut-être davantage significative même si seulement 0-2 % des plans d'eau échantillonnés présentaient un PNA≤0 (tableau 4.1a.3). Dupont et Grimard (1989) ont montré que les lacs fortement colorés du sud du Québec ont des pH inférieurs à ceux des lacs clairs. Toutefois, en Ontario et dans l'ensemble de l'est du Canada, on ne constate aucune relation entre les faibles valeurs de pH ou de CNA et les concentrations élevées de A^- dans les lacs (Neary et Dillon 1988; Jeffries et al 1986).

Compte tenu des conséquences de l'utilisation d'une valeur unique de densité de charge dans le modèle de Oliver et al (1983), le LWG (1989) a évalué le rôle relatif des contributions de A^- et SO_4^{2-} à l'acidification des lacs sur la base du rapport $A^- : (A^- + SO_4^{2-}*)$ (voir partie inférieure de la figure 4.1a.7). Un rapport de 0,5 révèle une contribution égale alors qu'un rapport de 0,25 montre que la contribution du SO_4^{2-} est trois fois supérieure. Puisque les concentrations de A^- dans les eaux lacustres sont caractérisées par une faible variation spatiale par rapport au SO_4^{2-}, ce rapport varie dans des proportions inverses au SO_4^{2-} (comparer avec la figure 4.1a.6). Par conséquent, la faiblesse des valeurs du rapport pour le sud de l'Ontario et le Québec (généralement inférieures à 0,25 pour les GR 14-19) montre que les dépôts ont amené des quantités importantes de SO_4^{2-} dans les eaux lacustres. Même si l'on avait utilisé une valeur plus élevée de densité de charge pour calculer A^- pour ces GR, le rapport aurait rarement dépassé 0,5. Les valeurs de rapport plus élevées des provinces atlantiques (surtout Terre-Neuve et le Labrador, GR 6-11 dans la figure 4.1a.7b) tiennent probablement à ce que les apports atmosphériques de SO_4^{2-} y sont moins importants, même si le capacité d'adsorption du SO_4^{2-} par les sols peut avoir une importance pour les GR qui comptent d'importantes superficies de zones humides (GR 4). Un certain nombre de lacs des GR 4-11 présentent des valeurs de rapport ≥0,5 mais la valeur médiane en lac est ≥0,5 dans seulement deux de ces groupes (c'est-à-dire les groupes 4 et 6). Donc, comme il a déjà eté conclu aux États-Unis (Brakke et al 1988; Eilers et al 1988a, b), l'acidification régionale des lacs de l'est du Canada ne découle pas de la présence d'acides organiques d'origine naturelle. Une analyse attentive des contributions des acides organiques en d'autres endroits où des lacs naturellement acides avaient été observés en l'absence de dépôts acides a permis d'arriver à la même conclusion (Norton et al 1989).

L'évaluation de l'acidité associée aux anions organiques et au SO_4^{2-} dans des cours d'eau colorés et clairs ayant fait l'objet de nombreux prélèvements dans le bassin calibré de Kejimkujik, dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (par exemple Kerekes et al 1986), a montré que le SO_4^{2-} d'origine anthropique accroît l'acidité libre de ces eaux dans des proportions supérieures à ce qui est naturellement généré par les acides organiques. La dissociation des acides organiques dans ce cas crée une demande en CNA sans pour autant diminuer le pH de l'eau au point où A^- devient un tampon notable pour H^+.

D'autres indices tendent à montrer que cette conclusion s'applique à l'échelle régionale. Tendis que les lacs sensibles (c'est-à-dire ceux qui présentent une faible teneur en C_b*) qui ne sont guère influencés par les acides organiques ou les dépôts acides présentent généralement un pH > >6 (par exemple 75 % des lacs de l'ouest des États-Unis ont un pH ≥6,8, Baker et al, sous presse), les estimations des pH historiques faites à partir des analyses paléolimnologiques sont un peu plus faibles pour les lacs de la Nouvelle-Ecosse (environ 6, voir résumé par Charles et al 1990). De la même façon, les modèles de chimie aquatique qui tiennent compte de A^- prévoient qu'en présence de dépôts naturels, le pH des lacs du GR 1 se concentrerait à l'intérieur d'une fourchette étroite autour d'un pH=6 (voir parties 4.3.1.1 et 4.2.2). Par conséquent, l'acidité résultant des acides organiques est probablement à l'origine des valeurs historiques relativement faibles du pH et du CNA pour certains des lacs de Nouvelle-Écosse. Toutefois, le faible apport de C_b* dans ces lacs indique que même des niveaux de dépôt de SO_4^{2-} modérés (par exemple le niveau d'environ ~15 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ actuellement observé) abaisseront le pH au point où A^- commencera à jouer un rôle de tampon (<5) et c'est pour cela que les eaux sensibles des provinces atlantiques présentant un si haut pourcentage de systèmes acides (tableau 4.1a.3).

Il est possible que l'apport de dépôts acides puisse engendrer une modification de la chimie des lacs colorés se traduisant par un remplacement minimisation de l'acidification organique par une acidification par les acides forts. Cette hypothèse est étayée par des études norvégiennes (paléolimnologie, Davis et al 1985; expériences sur des bassins versants entiers, Wright 1989) ainsi que par la corrélation négative que l'on observe parfois entre les concentrations lacustres de SO_4^{2-} et de COD ou de A^- (Driscoll et al 1989). Les données sur les lacs canadiens sont moins concluantes à cet égard. A quelques exceptions près, les anions A^- sont distribués de façon homogène le long des gradients de dépôt dans l'est du Canada (figure 4.1a.7) alors que des valeurs élevées et faibles en A^- ont été observées dans des régions recevant peu de dépôts, c'est-à-dire le nord-ouest de l'Ontario (GR 21) et le nord du Labrador (GR 11).

4.1.a.3.4 NITRATE ET ALUMINIUM TOTAL

Les dépôts de composés d'azote sont, après les dépôts de soufre, la principale catégorie d'acides d'origine anthropique à affecter les milieux aquatiques du Canada. Les inquiétudes écologiques sont grandissantes du fait que les émissions de NO_x ne diminuent pas en Amérique du Nord et qu'une acidification des eaux de surface par les nitrates,est maintenant observé, et ce, principalement en Europe (Henriksen 1988, Henriksen et Brakke 1988). Les réactions biogéochimiques propres à l'acidification par les composés azotés et les constatations faites sur la situation canadienne ont été examinées par Dillon et Molot (sous presse) et sont exposées à la partie 4.1a.7. La distribution régionale du NO_3^- observée dans les lacs canadiens (LWG, 1989) est présentée dans la partie supérieure de la figure 4.1a.8. Des concentrations de NO_3^- <5 $\mu eq.L^{-1}$ se retrouvent dans la plupart des GR de bassins tertiaires (13 sur 18). Sur les cinq GR restants, deux se caractérisent par une activité agricole substantielle

(c'est-à-dire les GR 3 et 12),qui peut être à l'origine des distributions de concentrations plus élevées, alors que les autres (GR 11, 20 et 22) sont tous situés dans des régions nordiques se trouvant à l'extérieur de la zone de dépôt maximum en composés azotés. Les concentrations plus élevées observées dans ces trois GR s'expliquent probablement par des facteurs climatiques et physiographiques plutôt que par les dépôts eux-mêmes. La quasi-totalité des lacs canadiens se caractérisent par des niveaux de NO_3^- substantiellement plus faibles que ceux observés dans les zones acidifiées d'Europe (la valeur médiane pour 25 sites était de 40 μeq.L^{-1}, Henriksen 1988). Actuellement les dépôts de N ne contribuent que faiblement à l'acidification des eaux canadiennes. Les lacs des monts Adirondacks de l'État de New York sont les seuls plans d'eau nord-américains où des concentrations élevées de NO_3^- ont été notées à l'échelle régionale (la valeur médiane relevée dans 17 lacs était de 23 μeq.L^{-1}, Driscoll et Newton 1985).

L'aluminium pénètre dans les eaux de surface par l'intermediaire du lessivage d'acides faibles ou forts dans les sols acides. Les ions H^+ sont les principaux cations acides dans les eaux présentes à proximité des horizons de surface. Lorsque ces eaux s'infiltrent dans les horizons intermédiaires, certains ions H^+ sont consommés par les réactions d'altération primaires ou les échanges ioniques, ce qui libère d'autres formes de cations, dont Al. Dans les horizons inférieurs, les réactions d'altération continuent de consommer des H^+. Toutefois le pH plus élevé qui en résulte amène une démobilisation de Al soit par précipitation, soit par adsorption. Les formes de Al et leurs concentrations observées dans les eaux de surface sont le résultat du mélange des réactions qui se produisent dans ces différents sols.

L'aluminium peut être toxique pour les biotes aquatiques (voir partie 4.1b). En milieu aquatique, Al se présente sous diverses formes chimiques. Toutefois, c'est la forme inorganique qui est biologiquement la plus toxique, surtout dans les eaux où les concentrations de Ca^{2+} sont faibles. Seule le lessivage par des acides forts peut entraîner des quantités écologiquement significatives de ce métal dans les eaux de surface (voir divers articles dans Sposito 1989). Les flux hydrologiques sont très importants pour la détermination du transport de l'aluminium et de la contribution relative provenant des divers milieux pédologiques évoqués précédemment dans les eaux de surface. On ne dispose que de très peu de données sur l'aluminium inorganique au Canada et la distribution spatiale de l'aluminium est donc présentée sur la base de l'aluminium total (figure 4.1a.8b). Il est à remarquer que les quantités d'aluminium total sont exprimées en μg.L^{-1} puisque la grande diversité des valeurs de pH et de COD observées dans les eaux canadiennes rend difficile une conversion générale en μeq.L^{-1}.

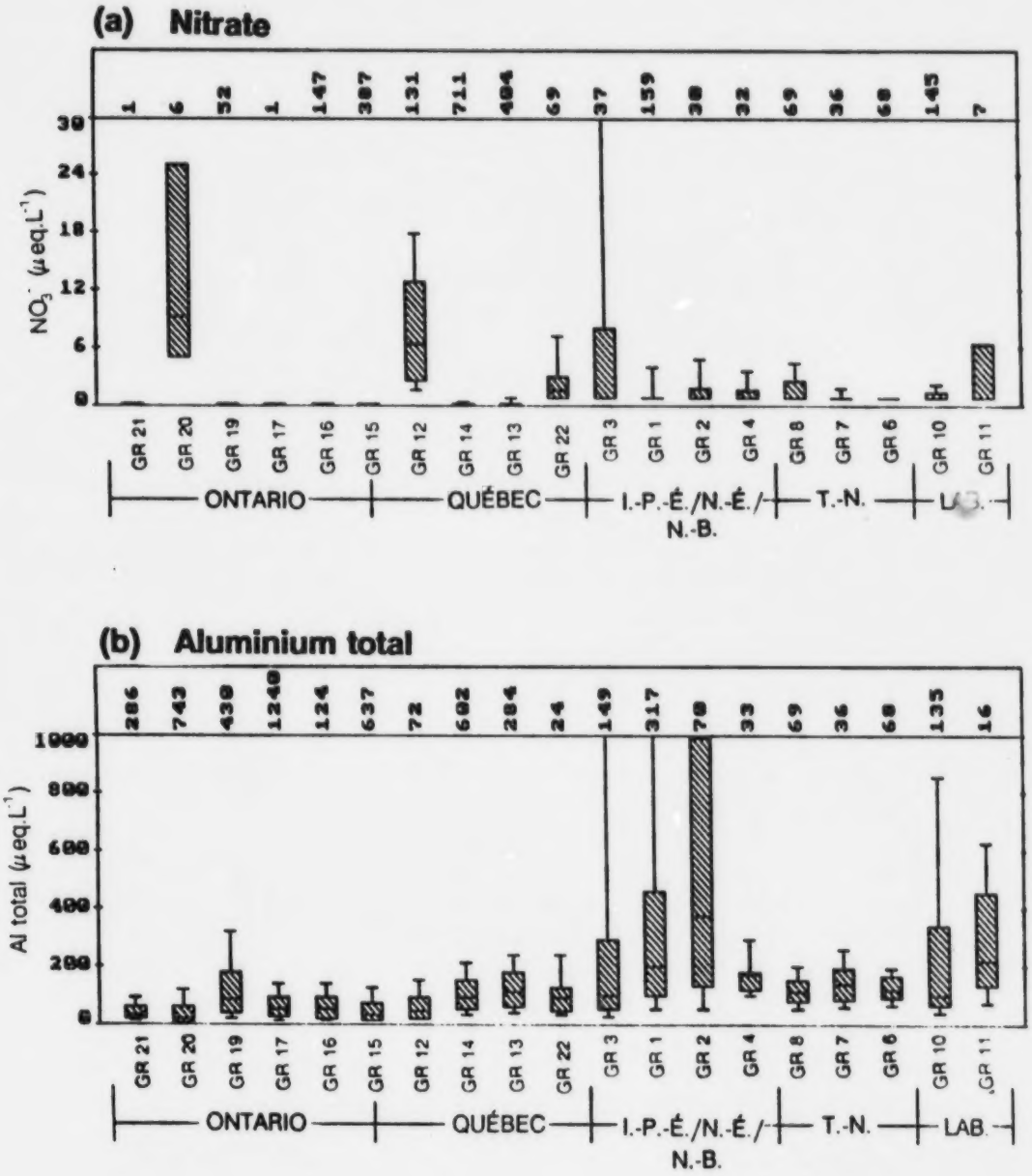


Figure 4.1a.8 : Distribution des percentiles 10, 25, 50, 75 et 90 de a) NO_3^- (µeq.L^{-1}) et b) Al total (µeq.L^{-1}) pour les GR de l'est du Canada.

Jeffries et Hendershot (1989) ont indiqué avoir relevé des concentrations de l'ordre de 0 à 828 $\mu g.L^{-1}$ dans les cours d'eau de zones affectées par les dépôts acides, alors que Driscoll (1989) a observé, quant à lui, des concentrations de l'ordre de 0 à 1,130 $\mu g.L^{-1}$ en lac (à l'exclusion des marécages lacustres de Belgique où la valeur est de 297-8 100 $\mu g.L^{-1}$). Par comparaison, l'aluminium dans les lacs de nombreux GR canadiens (figure 4.1a.8b) se caractérise plutôt par des distributions serrées aux niveau des faibles concentration (la valeur médiane de l'aluminium total est ≤ 110 $\mu g.L^{-1}$ dans 14 GR sur 19). Les formes d'aluminium inorganique sont présentes en concentrations encore moins élevées et il est donc peu probable que l'aluminium exerce des effets biologiques dans la plupart des eaux de ces GR. Les distributions les plus étendues en aluminium total sont observées dans cinq GR des provinces atlantiques. Plus de 25 % des lacs échantillonnés dans les GR 1, 2 et 11 présentent une valeur d'aluminium total supérieure à 400 $\mu g.L^{-1}$ alors que les GR 3 et 10 en contiennent entre 10 et 25 %. Il est généralement attendu qu'un pH faible soit lié à une valeur élevée d'aluminium (Driscoll 1989). Toutefois, il est probable que l'acidité et des niveaux élevés de COD jouent un rôle combinée dans ces GR. Puisque les eaux de la région atlantique présentent généralement de faibles concentrations en C_b*, il est possible que les effets biologiques liés à la toxicité de l'aluminium soient davantage importants. Il est à remarquer que des valeurs d'aluminium total supérieures à 400 $\mu g.L^{-1}$ sont observées dans les GR 1 et 2 où les dépôts de SO_4^{2-} sont importants et où des pertes de population de poissons ont été enregistrées (Watt et al 1983), ainsi que dans le GR 11 où les dépôts sont faibles et où l'on n'a pas constaté de pertes de population.

Les fortes concentrations d'aluminium sont peut-être plus inquiétantes du point de vue biologique dans les cours d'eau que dans les lacs puisque les refuges y sont moins nombreux. De plus, une acidification épisodique peut générer à court terme des concentrations dans les eaux de surface qui sont encore davantage préoccupantes (par exemple Sullivan et al 1986; Henriksen et al 1984). Toutefois, très peu de données sont disponibles pour évaluer cette question au Canada.

4.1a.3.5 RAPPORTS ANIONS-CATIONS

Les concepts géochimiques exprimés en termes de rapports entre le C_b* et une ou plusieurs formes d'anions acides ont été largement utilisés pour évaluer l'étendue spatiale de l'acidification des eaux de surface (Jeffries 1986, sous presse; Schindler 1988; voir également divers articles de Charles sous presse). Leur interprétation dépend du degré auquel il faut s'attendre pour que la réaction pédologique à l'augmentation des dépôts de SO_4^{2-} (lorsqu'ils ne sont pas adsorbés par les sols comme c'est généralement le cas au Canada) se traduise soit par une diminution du CNA dans les eaux de surface (c'est-à-dire une acidification), soit par un accroissement du C_b*. Ainsi qu'il a été expliqué dans la partie 4.1a.3.1, il est probable que les eaux canadiennes réagissent principalement par une réduction du CNA plutôt que par un accroissement de l'altération des cations basiques.

L'utilité et les limites des rapports anions-cations ont été examinées en détail par Sullivan (sous presse). Dans les régions où les dépôts de SO_4^{2-} sont faibles, le rapport CNA:C_b* est généralement >0,6 (Schindler 1988) et il se rapproche de l'unité dans le cas idéal où l'altération par l'acide carbonique représente le seul mécanisme générateur d'ions dans les eaux de surface. Un rapport CNA:C_b* <0,6 indique qu'une modification de la chimie acide-base s'est produite, même s'il faut tenir compte de l'influence aussi bien des A^- que du SO_4^{2-} avant d'assigner une cause et qu'en lui-même, ce rapport n'établit pas de différence entre l'acidification et l'augmentation des concentrations de C_b*. Il faut par ailleurs remarquer que les terrains non sensibles caractérisés par de forts taux d'altération (qui se traduisent par une conductivité élevée et des concentrations importantes de C_b*) conserveront un fort rapport CNA:C_b*, et ce, quels que soient les dépôts qu'ils reçoivent. Les rapports SO_4^{2-}:C_b* et A^-:C_b* s'avèrent néanmoins utiles puisqu'ils facilitent l'évaluation des différences interrégionales du point de vue de l'acidification et que des valeurs >1 (qui implique un CNA <0) prouvent irréfutablement l'acidification par le SO_4^{2-} et les A^- respectivement. Il faut cependant tenir compte de l'implication d'utiliser une densité de charge de 5 μeq.mg^{-1} COD dans le calcul de A^-.

L'analyse simultanée des trois indices (figure 4.1a.9) montre que l'acidification des lacs est fréquente dans l'est du Canada et que les dépôts de SO_4^{2-} en sont la principale cause (LWG 1989). Par exemple, comportent 14 des 19 GR de bassins tertiaires indiqués dans la partie supérieure de la figure 4.1a.9 plus de 50 % de lacs caractérisés par un rapport CNA:C_b* <0,5 et nombre de ces lacs présentent des valeurs extrêmement faibles (<0,2) Seuls les GR 11, 12 et 20 présentent des distributions de CNA:C_b* largement >0,5 à cause soit de la faiblesse des dépôts de SO_4^{2-} (GR 11), soit de fortes concentrations de C_b* résultant d'une altération rapide qui a pu survenir dans des terrains moins sensibles (GR 12), soit les deux (GR 20). Un déficit du CNA, par rapport au C_b*, est fréquemment observé dans beaucoup de lacs de l'est du Canada.

Les GR examinés où les rapports CNA:C_b* sont faibles présentent des valeurs de rapports SO_4^{2-}:C_b* supérieures à celles qui sont caractéristiques des régions de faible dépôt (par exemple >0,3, la limite supérieure approximative du rapport SO_4^{2-}:C_b* observée dans les GR 11 et 21; voir partie du milieu de la figure 4.1a.9). Plus de 25 % des lacs de deux GR (2 et 19) ont été acidifiés par le H_2SO_4, c'est-à-dire que le rapport SO_4^{2-}:C_b* y est >1,0. Dans ces deux zones, on peut attribuer l'origine du SO_4^{2-} en partie à des émissions locales ou à des sources géologiques même si elles reçoivent également des dépôts provenant du transport atmosphérique à grandes distances. Toutefois, plus de 10 % des lacs du sud de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick (GR 1) présentent un rapport SO_4^{2-}:C_b* >1,0; leur acidification ne peut être attribuée qu'au SO_4^{2-} provenant de sources éloignées. La comparaison des deux panneaux supérieurs de la figure 4.1a.9 démontre clairement qu'il existe une relation inverse entre les rapports CNA:C_b* et SO_4^{2-}:C_b*. Puisque les concentrations de SO_4^{2-} sont fortement liées aux dépôts (voir partie 4.1a.3.2), la perte de CNA dans les lacs canadiens doit être reliée au transport atmosphérique et aux dépôts de SO_4^{2-} d'origine anthropique.

A l'inverse du rapport SO_4^{2-}:C_b*, le rapport A^-:C_b* n'est pas lié au rapport CNA:C_b*. Les lacs des provinces atlantiques (côté droit du panneau inférieur de la figure 4.1a.9) présentent généralement un rapport A^-:C_b* plus élevé que ceux de l'Ontario et du Québec. Cela tient autant à la faiblesse de la production de C_b* dans la région atlantique (figure 4.1a.5) qu'à la proportion plus élevée de A^- qu'y est observée (figure 4.1a.7). En considérant une densité de charge de 5 μeq.mg^{-1} de COD, le rapport A^-:C_b* n'a dépassé 1,0 pour aucun des lacs de la base de données LWG (1989), c'est-à-dire qu'aucun des lacs n'a été hors de tout doute acidifié par des acides organiques naturels. Sur la base des densités de charge plus élevées considérées par Oliver et al (1983), certains lacs des GR 1-4 et 6-10 présentent des rapports A^-:C_b* dépassant 1. Toutefois, il ne serait pas approprié de considérer des densités de charge plus élevées pour la région atlantique de l'est du Canada compte tenu des observations faites par Driscoll et al (1989). Comme il a été noté précédemment, la demande en CNA induite par les composés organiques naturels tend à rendre les eaux de la région atlantique plus vulnérables à une acidification supplémentaire par le SO_4^{2-}.

4.1a.4 ÉTAT DES EAUX DE SURFACE - OUEST ET NORD DU CANADA

Résumé : L'étude des données relatives au CNA, au Ca^{2+} et au pH indique que les eaux lacustres de l'ouest et du nord du Canada se caractérisent par une vaste gamme de sensibilité. Il est probable que les niveaux actuels de dépôts acides n'ont pas affecté la chimie aquatique de manière notable. Les zones les plus sensibles sont généralement associées aux formations géologiques du Bouclier Canadien (Manitoba, Saskatchewan, Alberta, Territoires du Nord-Ouest), à des tourbières (Alberta) ou aux substrats rocheux silicatés de la chaîne côtière et des îles de Colombie-Britannique. Les cas d'acidification liés à des influences locales sont rares.

Les inventaires de lacs effectuées entre 1977 et 1986 au Manitoba révèlent que la plupart des plans d'eau de cette province sont bien protégés des effets des précipitations acides (tableau 4.1a.4). Tout comme c'est le cas en Ontario, cette protection résulte de la présence d'un substrat rocheux calcaire ou de carbonates dispersés par l'action des glaciers dans les horizons superficiels (surtout dans le nord-est du Manitoba; Kaszycki et DiLabio 1986). Seulement 13% des lacs présentent un CNA <200 $\mu eq.L^{-1}$ alors que 31 % sont caractérisés par une concentration de Ca^{2+} <200 $\mu eq.L^{-1}$. C'est dans la partie nord-ouest du Manitoba, entre le 55° et le 58° de latitude nord et le 100° et le 102° de longitude ouest que peuvent être observés les lacs les plus sensibles (Lechner et Howard, 1987). Il s'agit de la zone située à la limite du Manitoba et de la Saskatchewan où se trouvent les localités de Brochet, Lynn Lake, Sherridon et Flin Flon. Quelques lacs de cette zone reçoivent des eaux de drainage miniers et présentent un pH <5. Autrement, seulement 0,1 % de l'ensemble des lacs du Manitoba, recensés dans la base de données, ont un pH <5. Des eaux présentant un CNA compris entre 200 et 400 $\mu eq.L^{-1}$ sont observées le long de la frontière entre le Manitoba et l'Ontario, dans la région générale de Whiteshell et du parc provincial Nopiming. Dans le reste du Manitoba, le CNA des eaux est supérieur à 400 $\mu eq.L^{-1}$; il n'existe toutefois que de peu d'information sur les lacs de la zone situés au nord du 58° de latitude nord.

Quelque 0,5 % des lacs de Saskatchewan ont été échantillonnés. Il existe une forte variabilité nord-sud dans les valeurs du CNA, du Ca^{2+} et du pH. Le CNA varie entre 10 et 80 000 $\mu eq.L^{-1}$ et le pH entre 5,1 et 9,5. Moins de 0,5 % des lacs présentent un pH <6 et ils sont situés surs le Bouclier Précambrien, soit dans la partie nord de la province. Leur CNA est généralement <200 $\mu eq.L^{-1}$ bien qu'il existe quelques plans d'eau sensibles et peu minéralisés. Par exemple, cinq lacs de la zone de Cree Lake, dans le centre-nord de la Saskatchewan, ont une conductivité spécifique d'environ 10 μS et un CNA = 39-124 $\mu eq.L^{-1}$. La plupart des autres lacs de la province sont moins sensibles. Quatre-vingt-neuf pour cent environ (83 000) des lacs de Saskatchewan sont localisés sur le Bouclier (Lechner et Howard, 1987).

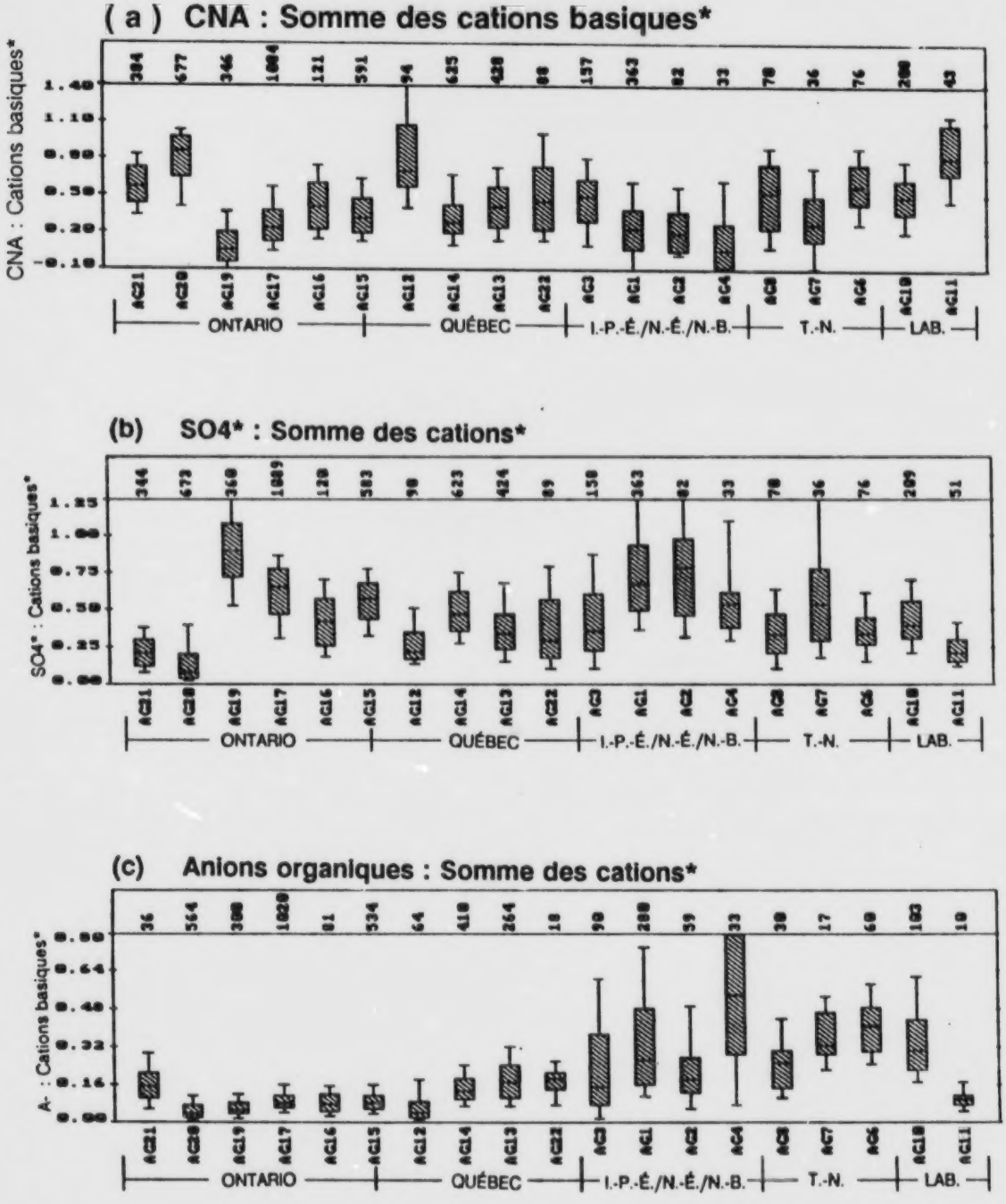


Figure 4.1a.9 : Distribution des percentiles 10, 25, 50, 75 et 90 de a) CNA:C_b*, b) SO_4^{2-} :C_b* et c) A^-:C_b* pour les GR de l'est du Canada.

Les échantillonnages de lacs effectués en Alberta montrent que des zones très diverses de cette province contiennent des lacs dont le CNA est inférieur à 200 μeq.L^{-1} (approximativement 3 % des lacs échantillonnés). Nombre de ces lacs se trouvent sur le Bouclier Canadien, à l'extrémité nord-est de la province. Toutefois, il en existe d'autres dans la région des parcs nationaux des Rocheuses (surtout dans le parc national de Jasper) et dans les zones humides des régions montagneuses du nord (monts Caribou et collines Clear et Swan). Les lacs de ces zones humides sont fortement colorés et s'apparente au type "tourbière", et le pH y est généralement <6,5. Un pour cent seulement des lacs de l'Alberta ont un pH <6.

Des informations ont pu être obtenus sur 3,6 % des lacs de Colombie-Britannique; 13 % d'entre eux se caractérisent par un CNA <200 μeq.L^{-1}. La plupart des lacs sont situés dans un rayon d'environ 250 km du littoral maritime de la province, sur l'île de Vancouver et les îles de la Reine Charlotte ainsi que dans plusieurs autres petites zones éparpillées près du lac Atlin, au nord des lacs Stuart et Shuswap. Un pour cent seulement environ de ces lacs présentent un pH <6.

Selon le paramètre chimique retenu, des données sont disponibles pour un groupe de 420 à 571 sites des Territoires du Nord-Ouest (Tibbatts et al 1987). Il faut cependant remarquer que nombre de lieux étudiés sont regroupés en grappes et que cette très vaste zone n'est donc représentée qu'au moyen d'échantillons clairsemés. La sensibilité aquatique y reflète les grandes tendances pouvant être déduites de la cartographie géologique avec une nette division est-ouest qui suit la bordure du Bouclier Canadien (c'est-à-dire une ligne nord-sud entre le grand lac de l'Ours et le grand lac des Esclaves). Vers l'est, dans les zones sensibles du Bouclier, tous les lacs ont un pH <7,5 alors qu'à l'ouest, les lacs présentent un pH > 7.5 à quelques exceptions près. Edwards et al (1987) ont observé des pH compris entre 5,9 et 7,3 dans 22 lacs du district de Keewatin.

Tableau 4.1a.4 Distribution des eaux lacustres du Manitoba, de la Saskatchewan, de l'Alberta et de la Colombie-Britannique en catégories selon les valeurs du pH, du Ca^{2+} et du CNA ($\mu eq.L^{-1}$).

		Pourcentage de lacs échantillonnés			
Catégories		Manitoba	Saskatchewan	Alberta	Colombie-Britannique
pH	<5,0	0	0	1	0
	5,0-5,9	1	0	1	1
	6,0-6,9	22	31	15	23
	>7,0	78	69	83	77
Ca^{2+}*	<200	31	52	8	15
	200-400	24	12	9	17
	>400	45	36	83	66
CNA	<200	13	31	3	13
	200-400	33	13	5	18
	>400	55	56	92	69

4.1a.5 ZONES HUMIDES ET TOURBIERES

Résumé : Même si plusieurs des effets des dépôts acides sur les écosystèmes des zones humides sont connus, le principal problème concerne l'accumulation de quantités de S et N d'origine anthropique, deposées sur des périodes s'exprimant en années ou en décennies. Cet emmagasinement prolonge l'acidification des eaux d'écoulement au-delà de la période normale d'exportation des acides organiques naturels. Toutefois, la majeure partie des quantités de S et approximativement la moitié des quantités de N emmagasinées dans les couches superficielles de tourbe finissent par être exportées par suite de l'oxydation de la matière organique.

Une «zone humide» est un milieu qui est saturée d'eau suffisamment longtemps pour induire des mécanismes aquatiques. De façon générale, un tel milieu est caractérisé par des sols mal drainés, une végétation hydrophile et diverses formes d'activités biologiques adaptées à un milieu humide. Les zones humides peuvent être divisées en zones humides organiques (tourbières), où l'accumulation de tourbe est supérieure à 40 cm, et

en zones humides minérales, qui subissent l'influence d'un excès d'eau mais où il n'y a que peu ou parfois pas de tourbe (ces zones produisent plutôt des gleysols ou des sols gleysoliques de type tourbe, National Wetlands Working Group, 1988). Dans les passages qui suivent, l'expression «zone humide» fera spécifiquement référence aux zones humides organiques puisque les informations disponibles sur les effets des dépôts acides concernent quasi exclusivement ce type de sol. Au Canada, les zones humides couvrent 1,27 million de km^2 (approximativement 14 % du total des terres émergées; National Wetlands Working Group 1988). La distribution des zones humides par province est indiquée au tableau 4.1a.5.

Les effets des dépôts acides sur les zones humides et les plans d'eau qui s'y trouvent ont été étudiés ou ont fait l'objet d'hypothèses fondées sur la connaissance qui est connue de leurs mécanismes. Il s'agit notamment : de l'acidification directe (Gorham et al 1985; Gorham et Detenbeck 1986), de l'accroissement des exportations de minéraux et d'acides organiques (Gorham et al 1985; Urban et al 1987), de la mobilisation des métaux jusqu'à des seuils toxiques (Urban et al 1987; Helmer 1987), de la disparition d'espèces végétales et animales (Tallis 1964; Gorham et al 1984), de l'accroissement des émissions de N et S à l'état gazeux (Hemond 1980; Bowden 1986; Urban et al 1989; Urban et Eisenrich 1988; Spratt et al 1987; Niragu 1987), de la diminution de l'activité enzymatique dans les végétaux et dans la tourbe (Woodin et al 1985; Lee et al 1987; Press et al 1985), et des modifications dans l'emmagasinement du carbone (Clymo 1987). L'interprétation de l'acidification des zones humides consécutive aux activités anthropiques est compliquée par l'existence de processus naturels d'acidification et d'échange de cations (Wright 1983; Rogalla et al 1986); les effets relatifs ont été résumés par Wood (1989).

L'état actuel des connaissances sur les effets des dépôts acides sur les zones humides découle surtout de la mesure des bilans d'acidité de trois zones humides d'Amérique du Nord. Ceux-ci montrent que l'acidité des eaux des zones humides résulte principalement de la production d'acides organiques par oxydation incomplète de matières organiques (Urban et al 1989). Les estimations portant sur les exportations d'acidité organique par les tourbières de l'est de l'Amérique du Nord sont comprises entre 100 et 250 $meq.m^{-2}.an^{-1}$ (Gorham et al 1986; Urban et Bayley 1986). Il existe d'autres sources moins importantes d'acidité dont l'assimilation biologique des cations et/ou les échanges cationiques, ainsi que les apports de H_2SO_4 et de HNO_3 d'origine anthropiques (Urban et al 1987). Les principales exportations d'acides minéraux surviennent uniquement dans les zones humides qui ont reçu d'importants dépôts acides durant de longues périodes (Gorham et al 1985). Trois caractéristiques distinguent les bilans d'acidité des zones humides de ceux des autres écosystèmes : une forte production et exportation de COD, une fort emmagasinement de cations et une forte rétention des anions (Urban et Bayley 1986). Les dépôts acides affectent principalement la rétention des anions et, dans une moindre mesure, l'emmagasinement des cations.

Tableau 4.1a.5 Étendue et distribution des zones humides au Canada

	Superficie totale ($km^2/10^5$)	Pourcentage de la superficie totale
Colombie-Britannique	0,31	3
Alberta	1,37	21
Saskatchewan	0,97	17
Manitoba	2,25	41
Ontario	2,92	33
Québec	1,22	9
Nouveau-Brunswick	0,05	8
Nouvelle-Écosse	0,02	3
Ile-du-Prince-Édouard	0,00	<1
Terre-Neuve - Labrador	0,68	18
Yukon	0,15	3
Territoires du Nord-Ouest	2,78	9
CANADA	12,72	14

Les zones humides neutralisent les dépôts acides par une assimilation et un emmagasinement rapide du N (voir analyse dans la partie 4.1a.7) et, dans une moindre mesure, du S. Par exemple, dans la tourbière de Thoreau, au Massachusetts, la rétention annuelle du S total était de 77 % alors que dans le Experimental Lake Area (ELA) du nord-ouest de l'Ontario et à Marcell, dans le nord-ouest du Minnesota, la fixation annuelle de S était bien inférieure puisqu'elle s'établissait à 38 % et 37 % respectivement (Urban et al 1989). La rétention de S par les zones humides est optimisée lorsque les conditions hydrologiques favorisent un accroissement du contact entre l'eau, la végétation et la tourbe (Wood, 1989). L'essentiel de l'apport de S dans les zones humides est converti en formes organiques dans les deux à trois mois qui suivent le dépôt (Bayley et al 1988). Ainsi donc le S organique forme le principal composant du S total dans les tourbes des zones humides, et ce, généralement dans des proportions supérieures à 90 % (Urban et al 1989).

4.1a.6 ÉTAT DES EAUX SOUTERRAINES

Résumé : La composition chimique des eaux souterraines dépend du degré d'interaction minéraux-eau qui dépend lui-même principalement du temps de contact. L'existence de deux régimes hydrologiques a été constatée dans les rares sites où des études complètes ont été effectuées sur les eaux souterraines. L'interaction est minime dans un régime quasi superficiel (non saturé); dans ce cas, la composition des eaux souterraines est surtout influencée par la chimie des précipitations et peut être caractérisée par des baisses épisodiques du pH durant les périodes de fort écoulement. Les régimes phréatiques plus profonds (saturés) ne donnent que peu d'indices d'acidification même si cela risque de ne pas demeurer le cas si les dépôts acides se poursuivent à long terme. Le PNA généralement élevé de la contribution de la nappe phréatique à l'écoulement en surface contribue à mitiger l'effet des dépôts acides, par exemple en minimisant l'importance des chutes épisodiques du pH.

Les eaux souterraines fournissent une proportion significative de toutes les eaux utilisées au Canada et, dans bien des endroits, les eaux souterraines sont la principale source d'approvisionnement. Vingt-six pour cent des Canadiens s'en servent pour satisfaire leurs besoins domestiques et environ 38 % des municipalités y puisent une partie ou la totalité de leur approvisionnement (Hess, 1986).

Les solutés contenus dans les eaux souterraines proviennent principalement d'échanges ioniques et de réactions de dissolution de minéraux. Divers facteurs sont à l'origine de ces réactions et, notamment : la chimie des précipitations reçues; la profondeur, la géochimie et la texture des matériaux non consolidés qui coiffent le substrat rocheux; les caractéristiques géologiques; et, plus particulièrement, le temps de contact entre l'eau et les matériaux sousjacents. Ce temps de contact détermine le degré auquel les réactions d'échange et de dissolution s'approchent de l'état d'équilibre et il dépend principalement des trajets que suit l'eau souterraine avant sa résurgence à la surface du sol.

La plupart des études canadiennes portant sur l'acidification des eaux souterraines se sont surtout efforcées de définir les interactions entre l'eau et les minéraux et les eaux souterraines et les eaux de surface. Dans le bassin des lacs Turkey (Algoma, Ontario), l'écoulement souterrain consiste en deux régimes (Craig et Johnson 1988a) : un écoulement rapide à travers une zone superficielle fortement perméable (moraine d'ablation contenant une très faible quantité de $CaCO_3$), et écoulement lent dans une couche plus profonde et moins perméable (moraine de fond contenant davantage de $CaCO_3$). Lorsqu'elle s'écoule à faible profondeur, l'eau souterraine est classée comme un eau Ca^{2+}-SO_4^{2}, ce qui reflète le caractère incomplet de l'interaction minéraux-précipitation qui survient dans cette zone. De plus, la forte variabilité des caractéristiques du mort-terrain entraîne une forte variabilité spatiale de la chimie des eaux souterraines en régime peu profond. Dans la zone plus profonde, la longue interaction eau-minéraux

contrôle la composition de l'eau souterraine (c'est-à-dire qu'il s'agit d'une eau Ca^{2+}-HCO_3) et donne des concentrations plus uniformes sur le plan spatial.

Dans le régime d'eau peu profonde, il se produit une acidification à court terme (CNA≤0) en présence de forts apports acides, comme lors de la fonte du printemps (Craig et Johnston 1988b). La dissolution de la quantité trace de $CaCO_3$ présente dans les sols du lac Turkey ne suffit pas à compenser l'accroissement de l'acidité durant ces épisodes de charges importantes, c'est à dire que le taux d'apport acide dépasse temporairement le taux de neutralisation de l'acidité résultant de l'interaction eau-minéraux. Des concentrations accrues de K^+ ont été observées durant ces périodes de baisse de pH dans les eaux proches de la surface (Craig et Johnston 1988b) et de Al (Foster et Nicolson 1986; Chew et al 1988; voir également Jeffries et Hendershot 1989). Si le dépôt acide ne ralentit pas, la fréquence et la durée des baisses de pH des eaux souterraines à proximité de la surface peuvent s'accroître puisque les sols perdent davantage de bases échangeables ou de minéraux facilement solubles. Le taux global d'acidification des eaux souterraines est inconnu mais les régions de Scandinavie qui reçoivent des dépôts acides depuis longtemps sont caractérisées par une acidification chronique des eaux souterraines (Henriksen et Kirkhusmo 1982, Hultberg et Johansson 1981).

La composition des eaux souterraines influence fortement celle des eaux de surface. En effet, une forte proportion de rivières étaient auparavant souterraines, même lors des périodes d'écoulement consécutif à un orage ou à la fonte des neiges (par exemple 30 à 90 % des eaux de certains bassins de l'Ontario; Bottomley et al 1984, 1986). Le CNA et les concentrations de cations des eaux souterraines, qui sont généralement plus élevées, ont un effet mitigateur sur les baisses de pH des eaux de surface qui surviennent durant de tels épisodes. En Pennsylvanie, il est arrivé que l'eau souterraine soit pompée pour la mélanger avec les eaux de surface afin de neutraliser artificiellement une partie d'un cours d'eau acide (Fisher 1985).

Pour l'instant, il est impossible d'extrapoler les résultats des études effectuées sur les bassins calibrés pour prévoir l'état des eaux des eaux souterraines canadiennes sur le plan régional. Les interactions minéraux-eau qui sont à l'origine de la neutralisation d'une grande partie des apports acides souterrains demeurent trop mal comprises et, de plus, la situation varie trop d'un site à un autre.

4.1a.7 AZOTE

Résumé : Le rôle que jouent les composés azotés dans l'acidification des eaux souterraines et de surface est plus complexe que celui de Soufre. L'analyse des concentrations de NO_3^- dans les lacs canadiens porte à croire que l'acidification induite par des dépôts de N n'a pour l'instant que peu de conséquences. Toutefois, certains cas isolés de fortes concentrations chroniques ou épisodiques donnent à penser qu'elle pourrait revêtir davantage d'importance à l'avenir, surtout compte tenu du fait que les dépôts de NO_3^- sont demeurés relativement constants (au lieu d'avoir diminué comme ceux de SO_4^{2-}) au cours des dix dernières années.

4.1a.7.1 SOURCES D'INQUIÉTUDE

Le rôle que joue l'azote dans l'acidification des eaux souterraines et de surface est plus complexe que celui du soufre parce que a) les principals formes d'azote inorganique contenus dans les dépôts atmosphériques sont biologiquement plus actifs que le SO_4^{2-}, la principale forme de S et que b) il existe dans les dépôts deux grands types de N caractérisés par un différent niveau d'oxydation diffèrent (NO_3^- et NH_4^+) comparativement à un seul type pour S (SO_4^{2-}).

Même si les émissions de SO_x ont diminué dans l'est de l'Amérique du Nord durant les dix dernières années, ce qui a entraîné une réduction des dépôts de SO_4^{2-} (Hedin et al 1987, Dillon et al 1988b), les émissions de NO_x et les dépôts de NO_3^- qui en découlement sont demeurés relativement constants. Il en a résulté un accroissement graduel du rapport NO_3^-/SO_4^{2-} dans une bonne partie de l'est de l'Amérique du Nord, ces rapports atteignant 0,7 dans le sud de l'Ontario. Les dépôts d'azote ammoniacal (NH_4^+) sont également demeurés relativement constants au cours des 10 à 15 dernières années. Ces tendances ont soulevé la crainte que l'importance relative des types de N dans le cadre de l'acidification des systèmes aquatiques et terrestres ait ou puisse avoir augmenté (Kelly et al 1989). Cela paraît d'ailleurs être le cas dans certaines parties d'Europe occidentale (Henriksen et Brakke 1988).

4.1a.7.2 PROCESSUS BIOGÉOCHIMIQUES

Le cycle de N et sa relation avec l'acidification des systèmes aquatiques et terrestres ont été passés en revue par Keeney (1973) et Reuss (1975). Les contributions du NO_3^- et du NH_4^+ au niveau de l'acidification à long terme dépendent de mécanismes biologiques qui produisent ou éliminent du CNA (Brewer et Goldman 1976, Grennfelt et Hultberg 1986). Seules les réactions impliquant un changement net de charge des formes de N ont un effet sur l'équilibre acide-base. Dans les systèmes aquatiques, le NH_4^+ constitue la source première de N pour les algues (Syrett 1981); de forts depôts en NH_4^+ peuvent donc générer une acidité considérable par suite de l'assimilation du NH_4^+ (Schindler et al 1985). De plus, la nitrification (conversion biologique des ions NH_4^+ en ions NO_3^-) crée

deux équivalents acides pour chaque équivalent de NH_4^+ nitrifié, ce qui contribue également à l'acidification des systèmes aquatiques. Les fortes charges de NH_4^+ reçues dans certaines parties de l'Europe sont estimées être l'une des grandes causes de l'acidification des écosystèmes (van Breemen et al 1982).

Les effets du NO_3^- sur les systèmes aquatiques sont eux aussi complexes. L'absorption (assimilation biologique) et la réduction (dénitrification) sont deux mécanismes producteurs de CNA, de façon telle que l'acidification par le HNO_3 sera équilibrée dans la mesure où le NO_3^- est utilisé dans les systèmes aquatiques (ou terrestres). Il existe une complication supplémentaire puisque les mécanismes microbiologiques tels que la dénitrification et la nitrification peuvent être affectés par l'acidification et les fortes concentrations de SO_4^{2-}. Rudd et al (1988) ont ainsi constaté que l'acidification du lac 223 (ELA) jusqu'à un pH de 5,4-5,7 a entraîné l'arrêt de la nitrification.

4.1a.7.3 EFFETS SUR LES EAUX

Les effets d'ensemble des formes de N sur l'acidification en surface et souterraine peuvent être évalués grâce à des études de bilans massiques (Dillon et Molot, sous presse). Du fait des interconversions entre NO_3^- et NH_4^+, les bilans massiques des deux formes doivent être examinés simultanément. De telles études révèlent que le NH_4^+ est plus facilement éliminé que le NO_3^- dans la plupart des bassins canadiens et que la rétention du est rarement inférieure à 0,9 et souvent supérieure à 0,95. D'un autre côté, on a constaté que la rétention du NO_3^- était hautement variable , allant de 0,37 à 0,99; avec la quasi-totalité des valeurs inférieures à la rétention correspondante du NH_4^+. Des conditions similaires prévalent dans les lacs, bien qu'il existe quelques cas où la rétention en NO_3^- a dépassé la rétention en NH_4^+. Dans la quasi-totalité des cas, les lacs retenaient moins bien le NH_4^+ et le NO_3^- que leur bassin versant.

Sur la base des considérations précitées, il est possible de constater que l'effet net des formes de N, relativement à l'acidification d'un système, est égal au rapport du NH_4^+ avec la consommation de NO_3^- (en unités molaires ou équivalentes); c'est-à-dire que si ce rapport est >1, il y aura acidification nette du système à la suite du dépôt des formes de N. Dans les lacs ontariens, ce rapport dépassait 1 dans 8 années-lacs sur 34 (7 lacs inclus). Dans les 26 autres années-lacs, la consommation de NO_3^- a dépassé celle de NH_4^+, ce qui a abouti à une neutralisation nette ou à une génération de CNA. Ce rapport présentait une forte corrélation négative avec Z/τ_w (profondeur moyenne du lac/temps de renouvellement), et il était beaucoup plus probable que des valeurs >1 soient observées dans les lacs ayant un long temps de renouvellement. Une acidification des bassins d'un certain nombre de sites canadiens est également survenue consécutivement à la consommation nette de N; ce phénomène a été aussi observé en divers endroits de l'est des États-Unis.

Dans certaines régions où les eaux de surface sont affectées par des dépôts acides, les réductions du CNA et du pH durant la fonte des neiges sont considerées comme ayant une grande importance biologique (Jeffries et al 1979, Henriksen et Wright 1977, Keller 1983). Cette acidification épisodique résulte d'une dilution des cations basiques ou d'un accroissement des anions acides (Galloway et al 1980; Galloway et Dillon 1983, LaZerte et Dillon 1984, Molot et al 1989). Les anions acides (SO_4^{2-} et NO_3^-) peuvent prédominer durant les baisses de CNA dans les zones recevant des dépôts importants, du fait que les anions accumulés dans le couvert nivale (ou, dans le cas du NO_3^-, à proximité de la surface des sols, par suite de la nitrification hivernale) sont libérés au cours d'une période de fonte qui est relativement brève (Johannessen et al 1977, English et al 1986). Cela se produit typiquement lorsque l'activité biologique des sols et des cours d'eau est faible; les réactions d'oxydo-réduction productrices de CNA sont donc négligeables durant la période de fonte des neiges. Puisque c'est en hiver que le rapport NO_3^--SO_4^{2-} est le plus élevé dans les dépôts, il existe une possibilité que les formes majeures de N majeurs contribuent à une acidification épisodique. Toutefois, l'analyse des changements à la chimie des eaux de 12 têtes de bassins et de 3 exutoires lacustres en Ontario durant trois ans (Molot et al 1989), a démontré que le NO_3^- n'entraînait pas d'affaiblissement substantiel du pH et du CNA. De façon générale, le NO_3^- contribuait à les faire chuter très tôt lors de la fonte des neiges mais les effets étaient minimes dans la quasi-totalité des cas.

4.1a.7.4 EFFETS SUR LES ZONES HUMIDES

Aux taux actuels et prévus de dépôts de NO_3^- dans l'est de l'Amérique du Nord (approximativement 6-10 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$), le NO_3^- tend principalement à stimuler la croissance des plantes des zones humides (Urban et al 1988; Urban et Eisenrich 1988), bien qu'une rétention consécutive à la dénitrification en NO_2 et une réduction différentielle catabolique en NH_4^+ puissent se produire également. La production de NO_3^- dans les zones humides est généralement <5 % des apports de NO_3^- (Hemond 1980; Urban et Bayley 1986; Urban et Eisenrich 1988). La production de N total pourrait être plus importante. L'assimilation rapide par les plantes n'exclut toutefois pas la possibilité que les dépôts de N contribuent à l'acidification des eaux de surface puisque la capacité d'assimilation de N à long terme des zones humides est limitée. Par exemple, une augmentation des exportations de NO_3^- a été observée après seulement cinq ans d'acidification artificielle d'une zone humide à ELA (Bayley et al 1988); même si d'importantes quantités de NO_3^- continuent d'être retenues par ELA, la zone humide ne protège plus de l'acidification les eaux en aval . De plus, Urban et Eisenreich (1988) ont constaté que l'emmagasinement à long terme du N dans les tourbes profondes ne représente que 50 % des apports reçus au niveau de l'horizon de surface.

Les résultats récents de l'étude faite à ELA révèlent que les tourbières et les marais réagissent différemment à des apports de S et de N. Les parties oligotrophes (tourbières) de la zone humide comme les parties minérotrophes (marais) ont reçu des apports identiques de 50 % de HNO_3 et de 50 % de H_2SO_4. La concentration de SO_4^{2-} dans la partie oligotrophe de la zone humide a augmenté peu après le début de l'expérience d'acidification alors que les niveaux de NO_3^- sont demeurés les mêmes (Bayley et al 1988). Par contre, dans la partie minérotrophe (marais), les concentrations de SO_4^{2-} sont demeurées inchangées alors que les niveaux de NO_3^- dans les eaux de surface ont augmenté. Le fait que la tourbière puisse accumuler plus de N que de S tient probablement à ce que les bryophytes ont plus d'affinité pour le N que les plantes vasculaires (Press et al 1985; Woodin et al 1985).

4.1a.8 ACIDIFICATION ÉPISODIQUE ET SAISONNIERE

Résumé : L'emmagasinement d'acidité et des anions mobiles qui lui sont associés dans les couches de neige ou la production d'acidité dans les horizons de surface durant l'hiver peuvent amener la libération de concentrations exceptionnellement fortes durant les premiers stades de la fonte des neiges, ce qui peut entraîner une acidification à court terme des eaux de surface (c'est-à-dire baisse de pH d'une unité ou davantage). La modification des flux hydrologiques durant les périodes de fort écoulement constitue aussi un facteur important contrôlant l'occurence et l'importance des épisodes. La dilution simple aussi bien que l'acidité et les anions mobiles présents dans les couches de neige ou dans les précipitations contribuent à produire des épisodes.

L'analyse des bilans-massiques des bassins montre que l'emmagasinement du SO_4^{2-} ou l'oxydation du soufre réduit accumulé peuvent se produire durant les saisons sèches lorsque les flux hydrologiques sont au minimum. Une décharge de SO_4^{2-} dans les eaux d'écoulement, qui peut être associée à un épisode d'acidification, initie le début de la saison humide suivante. L'existence de zones humides constitue un facteur important.

4.1a.8.1 ÉPISODES

L'analyse précédente a essentiellement porté sur l'acidification chronique des eaux. Toutefois, des périodes d'acidification plus limitées dans le temps peuvent engendrer des conditions qui nuisent aux biotes aquatiques. Par exemple, en Scandinavie, il s'est produit de nombreuses mortalités de poissons épisodiques (par exemple Leivestad et Muniz 1976; Henriksen et al 1984; voir également l'étude de Rosseland et al 1986). Toutefois, les études portant sur les eaux canadiennes sont moins nombreuses (par exemple Harvey et Lee 1982; Harvey et Whelpdale 1986). Lorsque les conditions physiques le permettent, il est probable que la faune, qui a une mobilité suffisante, quitte tout simplement les eaux toxiques, ce qui réduit l'effet global de cette toxicité.

L'acidification épisodique est associée à des périodes de fort écoulement et, puisque le principal événement hydrologique à se produire annuellement au Canada est généralement en rapport avec la fonte des neiges au printemps, les recherches canadiennes se sont concentrées sur cette période. Toutefois, des épisodes consécutifs à des pluies ont également fait l'objet d'études (par exemple Scheider et al 1979, Whitfield et Daley 1987).

L'emmagasinement d'ions (et de l'acidité) dans le couvert nival et la libération de concentrations exceptionnellement fortes au début de la fonte des neige constituent un phénomène abondamment étudié (Jeffries 1990; Jones et Orville-Thomas 1987) et les effets de ces concentrations (y compris les effets biologiques) ont été examinés par Marmorek et al (1984). Lorsque les débits et les voies d'écoulement changent durant les périodes de fort écoulement, l'interaction entre l'eau et le sol peut être minimisée, ce qui diminue le potentiel de neutralisation de l'acidité. Les études hydrologiques sur les modifications des voies d'écoulement sont nombreuses et il est possible de se référer au tour d'horizon qu'en font Jeffries et Hendershot (1989). L'augmentation des écoulements superficiels et souterrains minimise les interactions eau-sol. L'écoulement latéral passant au travers des horizons acides situés près de la surface (plutôt que par des horizons plus profonds et moins acides) génèrent des eaux d'écoulement présentant des pH et des CNA inférieurs, des concentrations moins élevées en cations basiques et parfois en $A^{\cdot}$ et souvent de plus fortes concentrations en NO_3^- et en Al, comparitivement à ce qui est observé lors de l'étiage. Après percolation des eaux de fonte dans les sols acides, la forte concentration en anions mobiles comme le SO_4^{2-} véhicule l'acidité et produit donc une baisse du pH. La combinaison de ces facteurs hydrologiques et de ces anions mobiles contrôle l'occurence et l'intensité des épisodes d'acidification.

Lors de la fonte des neiges, des baisses du pH dans les eaux de surface de l'ordre d'une unité de pH (et quelquefois bien davantage) ont été observées en Ontario (Jeffries et al 1979; Jeffries et Semkin 1983; Gunn et Keller 1984; LaZerte et Dillon 1984; Kelso et al 1986), au Québec (Jones 1987) et dans les provinces atlantiques (Clair et Freedman 1986; Kerekes et al 1986; Freedman et Clair 1987). Ces chutes de pH sont liées à la fois à la dilution simple du CNA et du C_b* provenant du débit d'étiage (Galloway et al 1987; Semkin et Jeffries 1988) et à la modification des flux d'écoulements mentionnée ci-dessus. Sur la base de la séparation isotopique, Caron (1984) a montré que la majeure partie du SO_4^{2-} contenue dans les eaux de surface était d'origine atmosphérique. Cette conclusion semble également fondée pour la période de fonte des neiges, ainsi que le révèlent les bilans ioniques du lac Laflamme (sud du Québec) présentés par Jones et Bédard (1987). L'augmentation des concentrations en NO_3^- qui accompagne quelquefois les baisses de pH tire peut-être son origine de l'impulsion chimique libérée au début de la fonte nivale ou d'un lessivage du NO_3^- résultant de la nitrification qui survient durant l'hiver au sein des horizons de surface. Jones et Bédard (1987) ont montré que les dépôts atmosphériques pourraient être à l'origine de la quasi-totalité du NO_3^- observée dans les eaux d'écoulement du lac Laflamme lors de la fonte. Toutefois, les valeurs maximales de NO_3^- et de Al observées à la même époque, notamment à Hubbard Brook, dans le New

Hampshire (Driscoll et al 1985) donnent également crédit à la deuxième hypothèse, bien que désorption du Al à partir du substrat du lit des cours d'eau ait aussi été observé durant les périodes de baisses du pH (Norton et al 1987). La partie 4.1a.7.3 analyse plus en détail le rôle que joue le NO_3^- lors de la fonte des neiges. Enfin, LaZerte et Dillon (1984) ainsi que Clair et Freedman (1986) ont montré que les baisses de pH qui surviennent durant la fonte printanière sont davantage liées à des fluctuations dans les acides forts d'origine anthropique qu'à des acides organiques présents à l'état naturel.

L'effet chimique de la fonte nivale sur les lacs dépend de mécanismes physiques contrôlant la dispersion des eaux de fonte sous la glace (par exemple caractéristiques du bassin versant, morphologie du lac et temps de renouvellement des eaux, climat). Les eaux de fonte plus froides et donc moins denses se propagent dans le lac en une couche de 1 à 3 m d'epaisseur (Gunn et Keller 1985; Bergmann et Welch 1985; Jeffries et Semkin 1983) et leur composition chimique est très semblable à celle observée dans les cours d'eau, notamment baisse du pH, du CNA et de C_b* (Jeffries et Semkin 1983; Charette et al 1984) et augmentation de NO_3^- et de Al (Hasselrot et al 1987; Jeffries et Hendershot, sous presse). Même s'il a fallu plusieurs mois pour que le CNA du lac Laflamme retrouve ses niveaux d'avant la fonte après sa baisse marquée (chute de 140 à près de 0 $\mu eq.L^{-1}$) (Charette et al 1984), il est possible que, dans nombre d'autres lacs, l'apport d'eaux de fonte acides quitte directement le lac par l'émissaire, ce qui pourrait minimiser les effets de ces eaux acides sur les organismes aquatiques. Toutefois, des habitats biologiques tels que les lits de frai du touladi (Gunn et Keller 1984) peuvent être directement affectés par la couche d'eau acide et, dans les très petits lacs et cours d'eau où la quasi-totalité de la masse d'eau est remplacée par des eaux de fonte plus acides, il est possible que les conséquences biologiques soient plus importantes. Les études effectuées au lac Laflamme (Charette, communication personnelle) ont montré que les niveaux d'acidité peuvent être beaucoup plus élevés à proximité des rives qu'au centre du lac et que, en l'absence de pluie, les valeurs les plus élevées coïncident souvent avec l'arrivée des 20 à 30 % d'eau de fonte initiale.

4.1a.8.2 ACIDIFICATION SAISONNIERE

Les analyses des bilans-massiques des bassins montrent qu'une fixation du SO_4^{2-} ou une oxydation du S réduit accumulé peut survenir durant les saisons sèches, lorsque les flux hydrologiques sont au minimum. Une décharge en SO_4^{2-} dans les eaux d'écoulement accompagne ainsi le début de la nouvelle saison humide. Par exemple, les bassins de Kejimkujik dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse se caractérisent par de fortes variations saisonnières des concentrations de SO_4^{2-} qui sont inversement proportionnelles au débit et au COD (Kerekes et al 1986); alors que les acides organiques naturels affaiblissent le pH moyen des eaux de Kejimkujik, le SO_4^{2-} d'origine anthropique constitue le principal facteur influençant les fluctuations à court terme de l'acidité.

L'existence de zones humides est un facteur important. Des poussées de sulfate ont été relevées dans nombre de zones humides d'Amérique du Nord (Brown 1980; Rippon et al 1980; Brakke 1981; Weider et Lang 1982; Behr 1985; LaZerte et Dillon 1985; Weider et al 1985; Bayley et al 1987). A ELA, les concentrations de SO_4^{2-} dans les eaux d'écoulement ont été multipliées par 40 par rapport aux niveaux d'été à la suite de la première pluie de septembre (Bayley et al 1987) bien que Ca^{2+} et Mg^{2+} remplaçaient H^+ comme ions accompagnateurs. En d'autres endroits, un accroissement notable de H^+ accompagne la pointe de SO_4^{2-} (par exemple Dorset, Ontario, LaZerte et Dillon 1985; Storgama, Norvège, Brakke 1981). La nature de la poussée de SO_4^{2-} est liée à la saturation en bases de la zone humide (Bayley et al 1987); c'est-à-dire que les poussées coïncidantes de SO_4^{2-} et de H^+ surviennent dans des zones humides qui ont épuisé leur réserve de cations basiques (systèmes ombrotrophiques ou oligotrophiques) ou dans des zones humides qui ont reçu des dépôts importants depuis longtemps.

4.1a.9 TENDANCES EN CHIMIE AQUATIQUE

Résumé : Des algues microfossiles enfouies dans les sédiments lacustres ont été utilisées pour déterminer l'évolution du pH des lacs au fil des ans. Neuf des 36 lacs étudiés ont connu une baisse récente (c'est-à-dire dans les 100 à 150 dernières années) des affaiblissements du pH qui peut être attribuée aux dépôts acides. Ces lacs sont repartis partout au Canada. Des études ont également permis de retracer à la fois des baisses de pH survenues dans les 50 à 100 dernières années causées par les émissions de fonderies situées à proximité, et des hausses récentes du pH découlant de la mise en application de mesures de contrôle des émissions.

Des relevés chimiques fiables existent maintenant pour une période d'environ 10 ans pour quelques cours d'eau et lacs sensibles à l'acidification de l'est du Canada. Ces relevés montrent que les différents écosystèmes ne réagissent pas de la même manière. Certaines eaux, notamment celles situées à proximité de Sudbury et à Algoma, en Ontario, semblent réagir rapidement puisque leur qualité a évolué durant les années 80 d'une manière qui reflète les changements survenus dans les dépôts acides. Des tendances similaires, en rapport avec les changements survenus dans les dépôts, se manifestent dans certains lacs du Québec et des provinces atlantiques. Toutefois, il existe, dans toutes les provinces de l'est du Canada, des lacs où aucune tendance ne s'affirme ou même, dans quelques cas, des tendances inverses à ce qui était attendu ont été constatées. Ces réactions sont probablement liées aux caractéristiques des sols, par exemple au pouvoir d'emmagasinement et de libération des acides de la partie terrestre du bassin. Les zones humides peuvent jouer un rôle essentiel sur ce plan.

4.1a.9.1 PALÉOLIMNOLOGIE

Lorsqu'il n'existe pas de données chronologiques sur la chimie des eaux pour les années passées, il est possible de dater le début de l'acidification d'un lac et en déterminer le taux d'acidification par l'étude des algues microfossiles enfouies dans les sédiments (Charles et Norton 1986; Smol et al 1986; Dixit et al 1987). L'étude de ces microfossiles peut également permettre de surveiller le rétablissement des lacs acidifiés (Battarbee et al 1988; Dixit et al 1989). Nombre d'espèces de diatomées et de chrysophytes requierent des conditions de pH très précises (Charles et al 1990) et la constatation de la présence ou de l'absence de ces espèces dans les couches sédimentaires est à la base de cette technique. Des inférences chronologiques ont également été réalisées par l'étude des profils de métaux dans les des carottages effectués dans les sédiments.

Des études paléolimnologiques ont été menées ou sont actuellement en cours dans la plupart des grandes régions géographiques du monde qui sont susceptibles d'être affectées par l'acidification. Dans l'est du Canada, les profils sédimentaires de 37 lacs (dont un lac acidifié de façon expérimentale) de l'Ontario, du Québec, de Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick et de Terre-Neuve ont été examinés (voir les analyses de Cook et al 1988, Dixit et Smol 1989 et, plus particulièrement, le tableau 1 dans Charles et al 1990). Les changements de pH estimé statistiquement significatifs ainsi que non significatifs ont été décrits. Dans 22 cas sur 36, le pH actuel du lac et celui qui prévalait dans le passé sont similaires alors que, dans les 14 autre cas, une baisse récente du pH a pu être constatée. Cette dernière pourrait être liée soit à l'influence d'exploitations minières ou de fonderies locales, soit à des dépôts acides d'origine aéroportée provenant de sources éloignées (Charles et al 1990). Tel qu'exposé précédemment, il n'y a là rien d'inattendu compte tenu de l'importance et de la variabilité de l'influence exercée par les caractéristiques des sols sur la baisse du CNA. Les effets

des feux de forêt ou des coupes d'exploitation forestière ont également été constatés en certains endroits. Dans l'ensemble, 9 lacs sur 36 ont connu au cours des 100 à 150 dernières années, une baisse de pH pouvant être attribuable au TADPA (Charles et al 1990). Ces lacs sont représentatifs de toutes les provinces de l'est du Canada. Charles et al (1990) relèvent également que les baisses de pH sont généralement proportionnelles aux dépôts de S et de N. Des études paléolimnologiques comparables n'ont permis de trouver aucun indice d'une baisse du pH dans les lacs nord-américains et européens recevant de faibles dépôts.

Nombre d'études ont été effectuées à proximité de sources ponctuelles importantes (par exemple les fonderies de Wawa et Sudbury en Ontario) afin d'accumuler des données sur les baisses de pH en lac survenues dans le passé et sur l'accroissement de la sédimentation des métaux lourds qui accompagnent l'exploitation des fonderies. Les analyses paléolimnologiques montrent que la chimie des lacs a évolué durant les 50 à 100 dernières années, ce qui recoupe de façon générale ce qui est connu de l'histoire de ces sources. Par ailleurs, Dixit et al (1989) ont montré que les informations déduites de l'étude des microfossiles chrysophycées correspondent bien aux hausses de pH observées durant les dix dernières années pour un des lacs de la région de Sudbury (voir partie suivante).

4.1a.9.2 SURVEILLANCE A LONG TERME

La surveillance à long terme de la chimie de l'eau (plusieurs décennies) constitue le seul moyen d'évaluer directement les tendances passées de la chimie aquatique en ce qui concerne les effets des dépôts acides. Les données les plus complètes disponibles actuellement en Amérique du Nord dans ce contexte sont probablement celles provenant des études effectués dans la Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire (Linkens et al 1977), puisque cette expérience dure maintenant depuis plus de 20 ans. Malheureusement, aucune compilation à long terme de ce genre n'a été faite pour les cours d'eau ou les lacs sensibles du Canada, même si quelques sites font l'objet d'une surveillance continue depuis environ 10 ans et que des tendances chimiques ont été constatées sur certains d'entre eux. En ce qui concerne la réversibilité de l'acidification des systèmes aquatiques, Hauhs et Wright (1988) ainsi que Barth (1987) ont récemment produit des études qui comportent certaines informations sur la situation qui prévaut au Canada.

Tableau 4.1a.6 Pourcentage de modification des concentrations de SO_4^{2-}, H^+ et du CNA pour les lacs situés à proximité de Sudbury, après réduction des émissions locales de SO_2. Les concentrations observées avant réduction ($\mu eq.L^{-1}$) sont indiquées entre parenthèses.

Lac	SO_4^{2-}	H^+	CNA[1]
Clearwater[2]	-32 (545)	-59 (59)	+47 (-59)
Middle[2,4]	-35 (850)		
Hannah[2,4]	-44 (1 150)		
Lohi[2]	-25 (525)		
Swan[2]	-62 (580)	-85 (110)	+285 (-66)
Baby[3]	-58 (1 500)	-98 (79)	
Alice[3]	-65 (5 540)	-80 (0,8)	

1 Le CNA est calculé en fonction du bilan ionique en ignorant NO_3^- et Cl^-
2 D'après Dillon et al (1986)
3 D'après Hutchinson et Havas (1986)
4 Chaulé avec du $CaCO_3$ ou du $Ca(OH)_2$

Les émissions de dioxyde de soufre des fonderies de Sudbury sont passées d'environ $2{,}2 \times 10^6$ tonnes, durant la période 1950-1972, à quelque $0{,}65 \times 10^6$ tonnes pour la période 1979-1985. De plus, le remplacement de cheminées relativement courtes (<200 m) par une grande cheminée (381 m) en 1972, à la principale installation, a très probablement entraîné une dispersion de SO_2 sur une superficie beaucoup plus importante. Par conséquent, les dépôts de S ont diminué à l'échelle locale, cette diminution pouvant atteindre 75 % (Dillon et al 1982; Hutchinson et Havas 1986). Plusieurs lacs situés à proximité immédiate de Sudbury ont fait l'objet d'études intensives durant cette période (Dillon et al 1979, 1982, 1986; Dillon 1984; Yan et Dillon 1984; Hutchinson et Havas 1986) et presque tous ont connu des diminutions substantielles des concentrations de

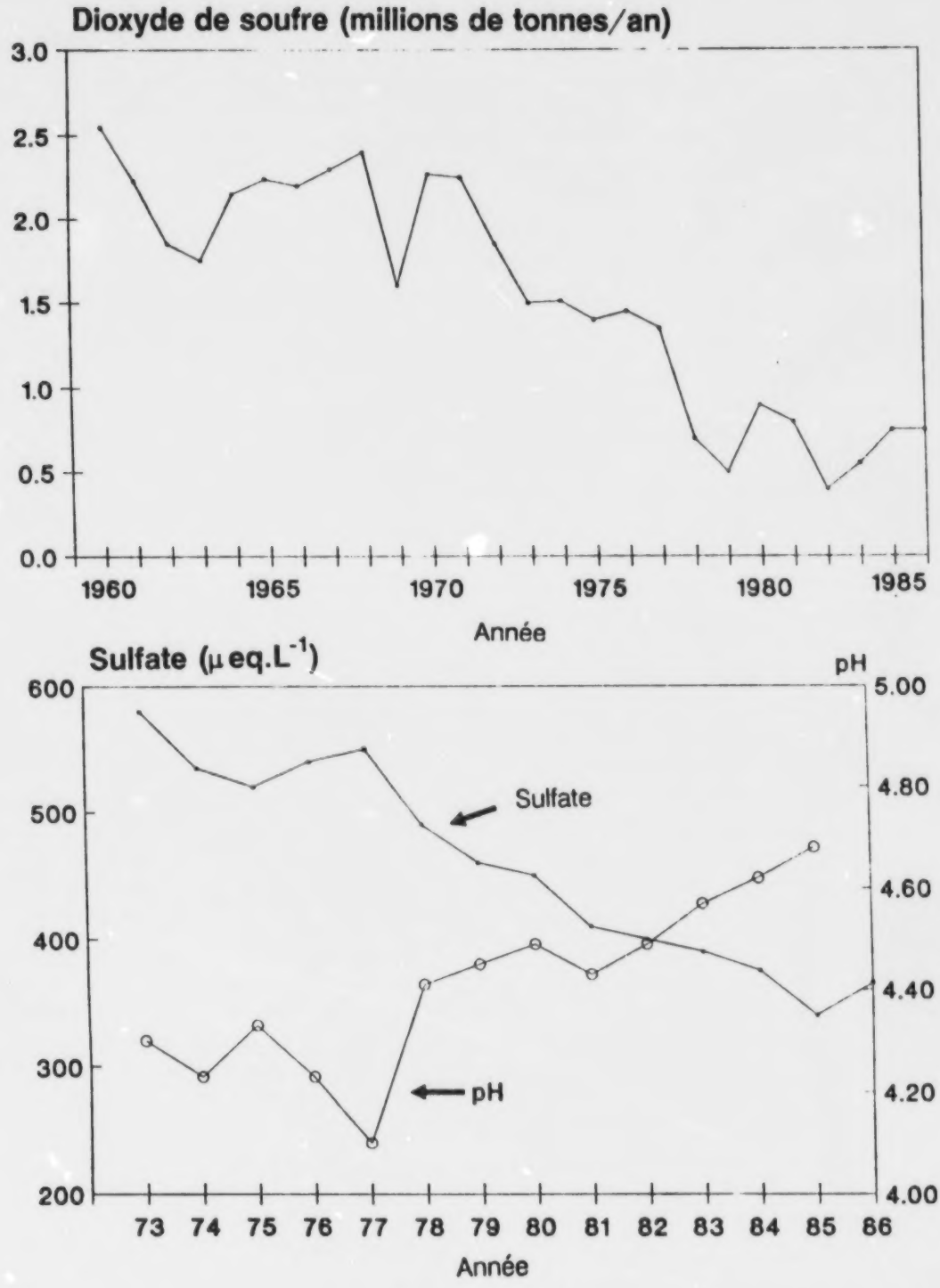


Figure 4.1a.10 : Variation temporelle a) des émissions de SO_2 (10^6 tonnes par an^{-1}) du bassin de Sudbury (1900-1985) et b) du pH et du SO_4^{2-} dans le lac Clearwater (1973-1986) (d'après Dillon et al 1986).

SO_4^{2-} (25-65 % jusqu'en 1984) ainsi que des accroissements du pH et du CNA (voir figure 4.1a.10 et tableau 4.1a.6). Des diminutions des concentrations en Al, Cu, Ni et Zn ont également été observées là où des concentrations en métaux ont été mesurées. Les lacs qui n'ont pas été chaulés avec du $CaCO_3$ ou du $Ca(OH)_2$ se caractérisent par une diminution des concentrations de C_b* qui est inférieure à la baisse des anions acides. Depuis 1986 (c'est-à-dire après le terme de la période indiquée à la figure 4.1a.10), les tendances se sont stabilisées dans la région de Sudbury pour le SO_4^{2-} et le pH puisque ni accroissement ni diminution n'a été constaté par la suite (P.J. Dillon, communication personnelle).

Dans la région de Sudbury, ces changements sont également manifestes dans tous les lacs qui ne subissaient pas l'influence immédiate des fonderies (Keller et al 1986; Keller et Pitblado 1986). La comparaison de la chimie des lacs étudiés en 1974-1976 et ensuite en 1981-1983 révèle un déclin du SO_4^{2-} et un accroissement du pH. Il est clair que la diminution des émissions de SO_2 à Sudbury a entraîné une inversion rapide du processus d'acidification chimique. D'un autre côté, les indices de la réversibilité des tendances à la dégradation biologique sont moins nombreux. Les populations de salmonidés de quelques lacs situés relativement loin des fonderies ont réagi positivement (Gunn et Keller 1984; Gunn et al 1988) à l'élévation du pH de 5,0 à 5,8. Le peu d'information disponible sur la communauté rotifère (MacIsaac et al 1986) d'un lac donne à penser qu'il y a eu amélioration mais, de façon générale, les données sont rares et pourraient être affectées par la présence de concentrations relativement élevées de métaux traces dans nombre de lacs de Sudbury.

La région d'Algoma, dans le centre de l'Ontario, est située à l'ouest des fonderies de Sudbury et en dehors de leur zone d'influence directe. Des analyses chimiques effectuées dans 54 lacs, à intervalles de trois ans à partir de 1979, ont révélé que les lacs d'Algoma réagissent rapidement à la réduction des dépôts de SO_4^{2-}, soit par un accroissement du pH et du CNA, soit par une diminution du C_b* (Kelso et Jeffries 1988). Deux lacs dénués de poissons en 1979, et dont le pH était $<5,5$, ont développé en 1986 des populations de meuniers noirs (Catostomus commersoni), dont l'âge indique qu'ils ont commencé à survivre après 1980, probablement à la suite de migrations de populations situées en aval après que le pH se soit rapproché de 5,5.

Des deux lacs du centre-sud de l'Ontario (GR 17) qui ont fait l'objet d'études exhaustives au cours des dix dernières années (Dillon et al 1987), un (le lac Harp) est relativement peu sensible aux dépôts acides à cause des épais tills glaciaires présents sur son bassin. L'autre, le lac Plastic, présente des tills très minces caractéristiques des systèmes sensibles. Le CNA a diminué dans le lac Plastic entre 1979 et 1985 d'environ 2 μeq.L^{-1}.an^{-1} alors qu'il n'a pas changé au lac Harp (figure 4.1a.11). Une baisse du pH et des cations basiques s'est produit en même temps que la diminution du CNA au lac Plastic, mais aucune modification notable n'est survenue pour les concentrations en SO_4^{2-}. Le COD a également diminué et la transparence de l'eau s'est accrue à mesure que le lac s'acidifiait. Ces modifications chimiques ont coïncidé dans le lac Plastic avec d'importants

changements biologiques même si le pH n'a diminué que de 0,2 unité (il est passé de 5,8 à 5,6) au cours de cette période (Dillon et al 1987). Cette baisse mesurée du CNA au lac Plastic ne représente probablement que l'aboutissement de son acidification. Grâce au modèle MAGIC (Cosby et al 1985) et compte tenu de la chimie actuelle du lac, des sols, et d'un estimé de la chimie des pluies antérieures, il a été calculé qu'avant l'ère industrielle (1840) le CNA du lac se situait autour de 80 à 100 $\mu eq.L^{-1}$ (P.J. Dillon, études non publiées). Il est donc possible que de 75 à 80 % du CNA originel du lac Plastic ait déjà disparu avant que les études commencent en 1979.

Ces dernières années (1986-1988), le pH et le CNA du lac Plastic sont demeurés constants malgré une forte diminution des dépôts de SO_4^{2-} et de H^+ dans le sud de l'Ontario au cours des dix dernières années (Dillon et al 1988b). Cela tient à ce que les parties basses du bassin (zones humides) continuent de libérer du SO_4^{2-} et de l'acidité même si les concentrations de SO_4^{2-} diminuent et que le pH et le CNA s'accroissent dans les eaux qui drainent les parties supérieures du bassin (P.J. Dillon, communication personnelle). On croit que les zones humides servent de réservoirs aux anions mobiles et qu'elles continueront de diffuser des acides forts longtemps après que les dépôts acides aient été réduits.

Au Québec, l'évolution temporelle de la chimie de l'eau a été évaluée à partir des études du bilan chimique effectuées au lac Laflamme, dans le GR 14 (Papineau 1987), et d'un ensemble de 64 lacs des GR 13, 14 et 15 grâce à des tests spécifiquement conçus pour détecter les tendances temporelles statistiquement significatives (Haemmerli 1988). Des tests non paramétriques appliqués aux données accumulées pour ces lacs entre 1983 et 1988 génèrent à des résultats différents selon les régions. Dans le GR 15, une diminution statistiquement significative du SO_4^{2-} de quelque 20 $\mu eq.L^{-1}$ a été constatée au cours de cette période de cinq ans, ce qui est normal compte tenu des changements survenus dans la chimie des précipitations. Toutefois aucune tendance n'a encore été décelée pour ce qui est du pH ou du CNA.

Dans le GR 14, les concentrations de SO_4^{2-} ont augmenté durant les trois premières années (parallèlement à des diminutions du pH), mais ont ensuite diminué pour se stabiliser à des niveaux plus élevés que ceux qui avaient été relevés initialement; donc, au cours de cette période de cinq ans, seuls deux des lacs étudiés dans cette région (Lemaine et Laflamme) présentaient des tendances statistiquement significatives. Une fois encore, ces changements reflètent la variation des niveaux de dépôt de SO_4^{2-}. Deux des lacs étudiés (Bonneville et Lagou), localisés dans la partie est du GR 14, qui présentent un CNA faible ($<20\ \mu eq.L^{-1}$) et dont les pH ne se sont pas rétablis depuis les réductions de dépôts, se caractérisent par des diminutions statistiquement significatives de leur pH. Les études paléolimnologiques confirment également l'acidification des deux lacs (Dixit et al 1987). Au lac Laflamme, la diminution des dépôts atmosphériques (SO_4^{2-}, NO_3^-, H^+) après 1985 s'est accompagnée d'une tendance à la diminution des concentrations de SO_4^{2-}, de H^+, de NO_3^- et de Ca^{2+} dans les eaux du lac, ainsi que par une augmentation de la couleur.

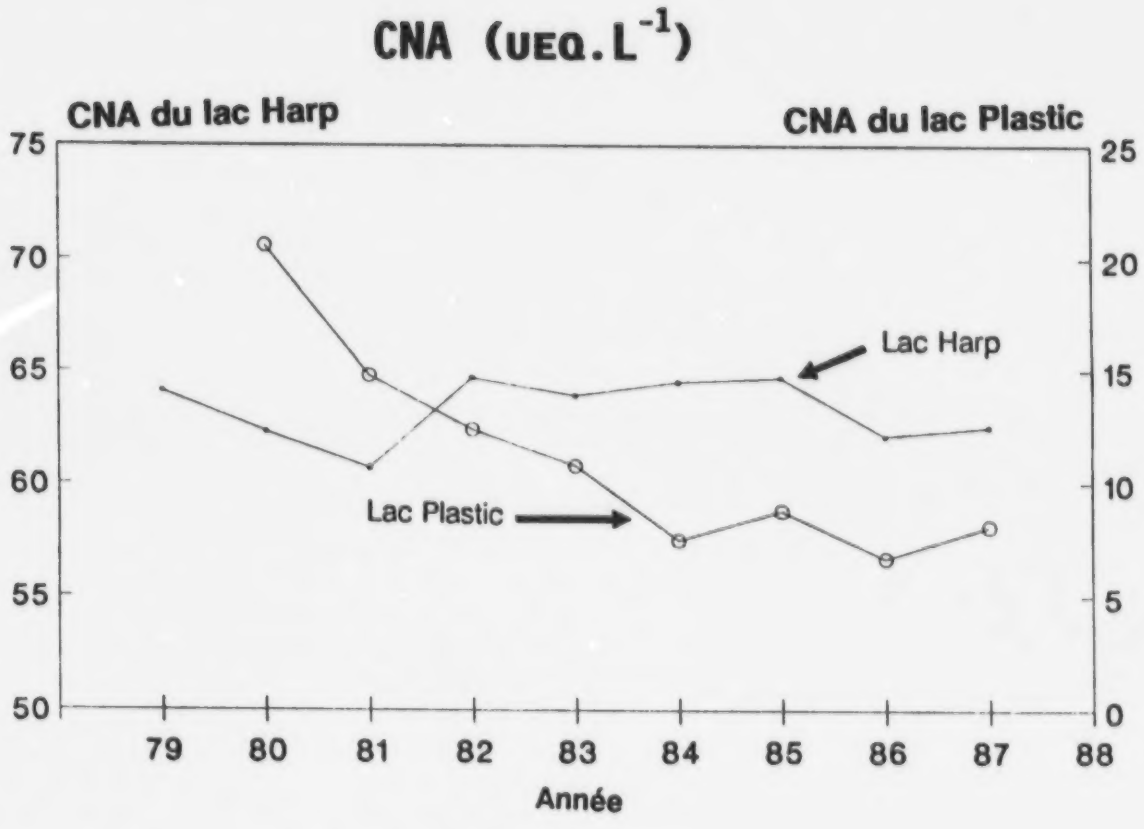


Figure 4.1a.11 : Variation temporelle du CNA (μeq.L^{-1}) dans les lacs Harp et Plastic (centre-sud de l'Ontario) de 1979 à 1987.

Il existe en Nouvelle-Écosse plusieurs rivières où le saumon atlantique est soit menacé, ou soit reconnu pour avoir disparu. Plusieurs études ont tenté de déterminer les tendances chimiques qui prévalaient dans ces rivières. Clair et Whitfield (1983) ont pu procéder à une analyse des séries chronologiques de huit rivières de Nouvelle-Écosse situées en terrain «sensible» et ils ont constaté, qu'entre la fin des années 60 et le début des années 70, cinq d'entre elles se caractérisaient par une tendance de pH à la baisse (aucune tendance n'a été relevée pour les trois autres). Thompson (1986) a évalué les changements survenus dans la composition chimique de 11 rivières en comparant les données datant du début des années 70 avec des données recueillies au début des années 80. Compte tenu de la modification des méthodes analytiques ayant servi à mesurer le SO_4^{2-}, Thompson a montré que les concentrations annuelles moyennes de SO_4^{2-} étaient moins élevées dans la dernière période (et ce, dans les 11 cas) alors que l pH était généralement plus élevé (9 cas sur 11). Ces résultats corroborent les conclusions précédentes selon lesquelles trois rivières ont vu leur pH décliner entre le milieu des années 50 et le milieu des années 70, puis augmenter à nouveau (Thompson et al 1980). Enfin, durant les années 80, Watt et al (1990) ont analysé les eaux de neuf rivières sur une base mensuelle. Les données pour la période 1980-1986 montrent que le pH de quatre d'entre elles a diminué. Toutefois, après 1986, la situation s'est améliorée et, lorsque des prélèvements ont été effectués dans ces cours d'eau entre 1980 et 1988, un seul d'entre eux présentait une baisse générale du pH.

Dans l'ensemble, la surveillance des lacs et des rivières de l'est du Canada démontre que nombre d'entre eux réagissent relativement rapidement sur le plan chimique aux changements survenus dans les dépôts. Les lacs dont les bassins versants comprennent des zones humides pourraient ne pas réagir aussi rapidement parce que les anions acides y sont temporairement emmagasinés puis progressivement libérés. Les renseignements disponibles sur le taux de réactions biologiques sont beaucoup moins complets; ces réactions sont sans nul doute beaucoup plus lentes que les modifications chimiques, même si certains signes positifs peuvent être observés dans des zones où la qualité de l'eau s'améliore (voir également partie 4.1b).

4.1.b QUELLES PREUVES A-T-ON QUE LES SUBSTANCES TOXIQUES QUI SONT ASSOCIÉES AVEC L'ACIDIFICATION DES ÉCOSYSTEMES AQUATIQUES AIENT CAUSÉ, DIRECTEMENT OU INDIRECTEMENT, UN PRÉJUDICE BIOLOGIQUE AUX ORGANISMES AQUATIQUES ?

Résumé : Au cours des dix dernières années, notre compréhension scientifique des effets des dépôts acides s'est nettement améliorée. Il est maintenant établi de façon concluante que l'acidification des écosystèmes aquatiques a des effets néfastes sur nombre d'organismes aquatiques. Les effets directs de l'acidification sur ces organismes se traduisent généralement par des changements, concernent fréquemment la toxicité, qui sont causés par les éléments chimiques contenus dans les pluies acides. Les ions hydrogènes sont les principaux éléments toxiques, mais leurs effets peuvent être accentués si les eaux recevant les dépôts acides ne contiennent que peu de Ca^{2+}. Les concentrations d'aluminium peuvent augmenter dans les eaux acidifiées et cela peut également s'avérer être toxique. Les effets indirects de l'acidification consistent généralement en des changements dans les organismes qui interagissent avec d'autres organismes affectés directement. Le présent document traite principalement des effets pour les poissons, mais les invertébrés (zooplancton, zoobenthos), les plantes (algues, phytobenthos), les amphibiens et les oiseaux aquatiques y seront également abordés. Les éléments d'analyse disponibles proviennent principalement de trois types d'études : les bio-essais, les inventaires sur le terrain et les expériences sur un lac entier. Les bio-essais fournissent certaines des meilleures informations sur les effets directs de l'acidification. Les inventaires et les expériences sur un écosystème entier permettent de constater un mélange d'effets directs et indirects.

En général, le nombre total d'espèces dans les communautés ichtyologiques, phytoplanctoniques, zooplanctoniques et zoobenthiques commence à décliner à un pH <6,0. Les pertes s'accélèrent ensuite de façon régulière à mesure que le pH continue de baisser (tableau 4.1b.1). De grands tapis d'algues se développent le long des rives de plusieurs lacs lorsque le pH est <5,8 et une espèce d'algues odorantes apparaît quelquefois lorsque le pH atteint approximativement ce même seuil. Certaines espèces de poissons d'intérêt pour la pêche sportive peuvent disparaître des lacs lorsque le pH descend tombe en dessous de 5,6, alors que des espèces comme le saumon atlantique et l'omble de fontaine sont présentes jusqu'à ce que le pH atteigne <5,1. Un pH général de 6,0 garantit le maintien des principaux poissons d'intérêt sportif au Canada ainsi que la survie d'autres composantes importantes des écosystèmes aquatiques.

4.1b.1 LES POISSONS

Résumé : Nombre d'espèces de poissons supportent mal l'acidification. Des études complètes effectuées au Canada : bio-essais, inventaires sur le terrain et acidification expérimentale de lacs entiers, indiquent qu'une dégradation se produit souvent lorsque le pH est inférieur à 6,0. Les sensibilités relatives des espèces concordent généralement (par exemple méné à tête plate > touladi > meunier noir), qu'elles aient été déterminées dans le cadre de bio-essais, d'inventaires sur le terrain ou d'une expérience sur un lac entier. Les espèces de vairons et autres petits poissons sont souvent plus sensibles que nombre de poissons d'intérêt sportif. Par ailleurs, il est possible d'amener des populations qui ne se reproduisaient plus à recommencer à se perpétuer en inversant le processus d'acidification.

4.1b.1.1 BIO-ESSAIS

La mortalité des poissons exposés à des eaux acidifiés a été étudiée en détail lors de bio-essais menés en laboratoire et sur le terrain (Haines 1981; Holze et Hutchinson 1989; Kelso et al 1990). Des différences de sensibilité ont été constatées fréquemment entre les oeufs, les alevins vésiculés, les nouveaux alevins, les juvéniles et les adultes. De telles différences se retrouvent également entre les espèces. De façon générale, les poissons sont extrêmement sensibles dans les tous premiers stades de leur existence, surtout les nouveaux alevins ou les alevins qui se nourrissent pour la première fois. Certaines espèces, notamment la perchaude (Perca flavescens) et l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) peuvent tolérer des eaux très acides (pH $<5,0$) alors que d'autres, comme la truite arc-en-ciel (Oncorhynchus mykiss) et le saumon atlantique (Salmo salar) meurent lorsqu'elles sont esposées à de tels niveaux d'acidité. Dans une étude récente, Holtze et Hutchinson (1989) ont exposé des oeufs et des alevins de six espèces à de fortes concentrations d'aluminium et à des eaux de faible pH. Ils ont déterminé que les seuils de survie étaient de 1) pH = 5,9 pour les ménés à nageoires rouges (Notropis cornutus), 2) pH = 5,4 pour les grands corégones (Coregonus clupeaformis), les meuniers noirs (Catostomus commersoni) et les dorés jaunes (Stizostedion vitreum vitreum) et 3) pH = 5,1 pour l'achigan à petite bouche (Micropterus salmoides). Les eaux cessent généralement d'être toxiques pour les espèces canadiennes lors des bio-essais lorsque le pH est $\geq 6,0$.

Étant donné l'importance que revêt le saumon atlantique au Canada, des bio-essais ont été effectués à divers stades de la vie de cette espèce. Chez les jeunes saumons, l'acidification affecte le succès de l'éclosion (Lacroix 1985b), l'émergence de l'alevin, le saumoneau (Lacroix 1985a; Lacroix et Townsend 1987; Lacroix et al 1985) ainsi que la transformation du saumoneau en tacon (Saunders 1983; Johnston et al 1984). Elle affecte également la reproduction, le métabolisme hormonal, la croissance et la survie des adultes en cours de maturation sexuelle (Freeman et al 1983; Freeman et Sangalang 1985; Sangalang et Freeman 1987), tout en entraînant des modifications dans l'histologie

Tableau 4.1b.1 Exemples de disparition ou d'apparition (indiquée par un *) d'espèces aquatiques dans les eaux canadiennes pour trois gammes de pH entre 6,0 et 4,0. De façon générale, le nombre d'espèces de poissons, d'algues, de zooplancton et de zoobenthos décroît à mesure que le pH diminue. Ce tableau n'indique que les noms communs; les noms scientifiques correspondants sont fournis dans le texte.

	Plage de pH		
Taxons	6,0-5,6	5,5-5,1	5,0-4,0
Poissons	ménè à nageoires rouges ménè à tête plate chabot visqueux museau noir tête de boule	touladi meunier noir doré jaune achigan à petite bouche grand corégone	perchaude omble de fontaine saumon atlantique
Algues	algue odorante tapis d'algues de rive*		
Zooplancton	mouche d'eau	2 espèces de copépodes	
Zoobenthos	3 espèces d'écrevisses crevette d'eau douce 1 espèce d'escargots 7 espèces d'éphémères	1 espèce d'amphipodes 5 espèces de sangsues 3 espèces d'éphémères	4 espèces d'éphémères
Amphibiens			Nombreuses espèces de grenouilles, crapauds et salamandres
Oiseaux des zones humides	Huard à collier	aigle pêcheur morillon à collier	hirondelle bicolore

et la morphométrie des branchies et dans toute une gamme de paramètres physiologiques (Brown et al, sous presse; Harvey et al, en préparation; Majewski et al, en préparation; Jagoe et Haines, en préparation; Wesson et al, en préparation; Willis et al, en préparation).

Même si les résultats des bio-essais fournissent généralement des informations claires et concises sur la toxicité d'un pH faible, il est fréquemment difficile de rattacher les seuils de pH déterminés lors de ces bio-essais à des effets se produisant sur les populations en milieu naturel. Kelso et al (1990) ont récemment examiné de nombreuses études menées en laboratoire et ont conclu que les poissons sont plus sensibles à l'acidification en conditions naturelles que ce que portent à croire les résultats en laboratoire. De plus, en confinant des organismes dans des récipients, les comportements naturels sont inhibés, notamment en matière d'alimentation et d'évitement des eaux à faible pH (par exemple Gunn et Noakes 1987; Peterson et al 1989). L'amélioration des techniques utilisées et l'exposition des poissons à des conditions plus réalistes a permis de réduire l'écart entre les seuils apparents de toxicité au sein des populations vivant en conditions naturelles et les seuils de pH définis lors des bio-essais (Huckabee et al 1989; Holtze et Hutchinson 1989).

4.1b.1.2 INVENTAIRES SUR LE TERRAIN

4.1b.1.2.1 Sudbury

Certains des premiers indices de la disparition de populations de poissons en Amérique du Nord, en relation avec l'acidité des eaux lacustres, ont été relevés dans des lacs des monts LaCloche près de Sudbury, en Ontario. Les populations de poissons ont commencé à disparaître durant les années 50 et 60 dans ce qui semblait être des lacs parfaitement limpides (Harvey et Lee 1982). Les chercheurs se sont rapidement aperçus que le problème tenait à l'acidification des lacs et que les fonderies de Sudbury émettaient probablement des produits toxiques (Beamish 1976). La disparition des populations de poissons de ces lacs est décrite dans Beamish et Harvey (1972), Beamish (1974), Beamish et al (1975) et Harvey et Lee (1982). Nombre de lacs étaient non seulement devenus acides mais avaient reçu des dépôts de métaux (Cu, Ni, Zn). Beaucoup de populations ne comptaient plus de jeunes poissons et certaines espèces semblaient plus vulnérables que d'autres. Les résultats de ces inventaires recoupaient ceux d'autres études menées sur le terrain dans des régions du monde touchées par des dépôts acides importants (Haines 1981; Rosseland et al 1986).

Récemment, le pH a augmenté dans de nombreux lacs de la région de Sudbury, principalement en raison de la diminution des émissions par les fonderies avoisinnantes (Keller et Pitblado 1986; voir partie 4.1a.9.2). Dans le lac Whitepine, où se trouvait une population résiduelle de touladis (Salvelinus namaycush) adultes ne se reproduisant plus, de jeunes touladis ont commencé à apparaître lorsque le pH du lac est passé au-dessus de 5,5 (Beggs et Gunn 1986; Gunn et Keller, sous presse). Dans le lac Joe, une

population d'omble fontaine s'est implantée et a commencé à se reproduire une fois que la qualité de l'eau s'est améliorée (Gunn et al 1988). De plus, le pH a augmenté dans plus de 25 anciens lacs à truites (Gunn et Keller, sous presse), ce qui a permis aux pisciculteurs de les ensemencer avec des touladis d'élevage et de reconstituer les activités de pêche sportive dans cette région. Kelso et Jeffries (1988) mentionnent que le meunier noir a fait sa réapparition entre 1979 et 1986 dans deux lacs du district d'Algoma, apparemment après que le pH de ces lacs aient atteint des niveaux proches de 5,5.

La combinaison 1) des pertes de populations de poissons dans les lacs situés près de Sudbury lorsque les dépôts acides étaient importants et que le pH des lacs était faible et 2) du rétablissement des populations lorsque ces dépôts ont diminué et que le pH des lacs s'est accru démontre clairement le lien direct existant entre les dépôts acides et l'affaiblissement des populations de poissons. Le fait que ces populations aient pu se reconstituer montre de plus que non seulement la réduction des émissions industrielles permettra de protéger des systèmes aquatiques sensibles mais que les systèmes affectés pourrant redevenir des ressources productives.

4.1b.1.2.2 Ontario

Le ministère des Ressources naturelles de l'Ontario a passé en revue de nombreuses données d'inventaires afin de déterminer les relations existant entre la présence ou l'absence d'espèces de poissons et la chimie aquatique (Wales et Beggs 1986; Beggs et Gunn 1986; Matuszek et Beggs 1988; Matuszek et al, sous presse, Matuszek et Wales 1990). Des données d'inventaires piscicoles ont été réunies sur 9 000 lacs, dont 3 000 possédaient des données chimiques récentes (Green et al 1987). Une fois les effets inhérents à la superficie du lac pris en considération (les grands lacs contiennent généralement davantage d'espèces que les petits), il a été possible de déterminer que le nombre d'espèces de poissons baisse lorsque le pH descend en dessous de 6,0 (Matuszek et Beggs 1988); Matuszek et al, sous presse; figure 4.1b.1). Les cyprinidés (espèces de ménés) se sont avérés très sensibles aux bas pH et leur abondance diminuait lorsque le pH descendait en dessous de 6,0 (Matuszek et al, sous presse). Quatre des espèces de ménés les plus sensibles à l'acidité sont : le ménè à nageoires rouges, le ménè à tête plate (Pimephales promelas), le tête de boule (Pimephales notatus) et le museau noir (Notropis heterolepis) (Matuszek et al, sous presse).

Beggs et Gunn (1986) ont examiné des données d'inventaires sur des lacs qui avaient toujours abrité des populations de touladis ou d'omble de fontaine. Les touladis étaient absents des lacs dont le pH était <5,2, tandis que les populations qui pouvaient se reproduire étaient confinées aux lacs dont le pH était >5,5. Aucune omble de fontaine n'a été trouvée dans les lacs dont le pH était <5,0.

Le nombre total de populations de poissons d'intérêt sportif perdues à la suite de l'acidification a été calculé sur la base 1) des seuils de pH observés entraînant la mortalité au sein de chaque espèce en fonction des données d'inventaire (ph=5,5 pour le touladi, le doré jaune et l'achigan à petite bouche; pH=5,0 pour l'omble de fontaine 2) d'atlas décrivant les distributions historiques des espèces (Beggs et al 1985; ministère des Ressources naturelles de l'Ontario 1987a, 1987b) et 3) de l'importante série de données chimiques dont disponibles pour l'Ontario (Green et al 1987). Le nombre de lacs ontariens qui soit ont perdu leurs populations, soit ne conservent plus que des populations résiduelles ne se reproduisant plus (1981-1984) est estimé 119 pour le touladi, 43 pour l'omble de fontaine, 52 pour l'achigan à petite bouche et 14 pour le doré jaune (tableau 4.1b.2; Matuszek et Wales 1990). Le nombre de populations de touladis perdues est particulièrement important puisque cette espèce ne vit que dans un nombre limité de lacs; elle est présente dans moins de 1 % des lacs de l'Ontario (Martin et Olver 1976). L'Ontario a également une grande responsabilité à l'égard de cette espèce puisqu'environ 20 % du nombre total de lacs à touladis dans le monde se trouvent dans cette province (Martin et Olver 1976).

Il n'existe guère de données permettant de déterminer les distributions naturelles, en Ontario, des cyprinidés et de la plupart des autres espèces qui ne sont pas d'intérêt sportif. Il n'est pas possible de procéder à des estimations des pertes de ces populations sur la base de techniques semblables à celles qui sont utilisées pour les espèces d'intérêt sportif. Toutefois, en intégrant dans des modèles de simulation des informations relatives au déclin de la richessetableau des espèces qui survient lorsque le pH tombe en dessous de 6,0 (voir partie 4.3), on peut évaluer le préjudice porté par l'acidification à l'ensemble des populations de poissons.

4.1b.1.2.3 Québec

Les inventaires piscicoles dans la partie sud de la portion québécoise du Bouclier Canadien démontrent clairement que l'acidité des eaux, les faibles concentrations de Ca^{2+} et les fortes teneurs en Al ont des effets sur les poissons (Langlois et al 1983; Frenette 1986; Richard 1985, 1986, 1988; Tremblay 1989; Tremblay et Richard, 1990). Dans les lacs les plus acides, les prises totales et les prises par unité d'effort sont plus faibles, et les ombles de fontaine sont plus petites (Richard 1985). Dans la région de Charlevoix, il a été possible d'établir une corrélation négative entre l'abondance d'ombles de fontaine et l'acidité des eaux lacustres (Richard 1986) et, selon des pêcheurs de l'endroit, les populations d'ombles de fontaine ont disparu des trois lacs les plus acides (pH <5,1) entre 1960 et 1980. Les tentatives de réensemencement dans ces lacs se sont soldées par un échec.

Dans l'Outaouais, la diversité spécifique des poissons est moins grande dans les lacs où le pH est plus faible (Tremblay et Richard, en préparation). La diversité spécifique était moins grande aussi bien dans les lacs colorés (>30 unités Hazen) que dans les lacs clairs (≤30 unités Hazen). Les ménés sont absents des lacs dont le pH est <5,1 et la

biomasse de poissons des lacs acides est inférieure à celle des lacs non acides. En utilisant la relation pH-diversité spécifique, la distribution de fréquences actuelle du pH des lacs et la distribution de fréquences estimée des pH préindustriels (Dupont et Grimard 1989), Tremblay et Richard (1990) sont arrivés à la conclusion qu'un minimum de 10 700 populations de poissons (23 %) ont disparu de la région de l'Outaouais depuis que l'acidification d'origine anthropique a débuté.

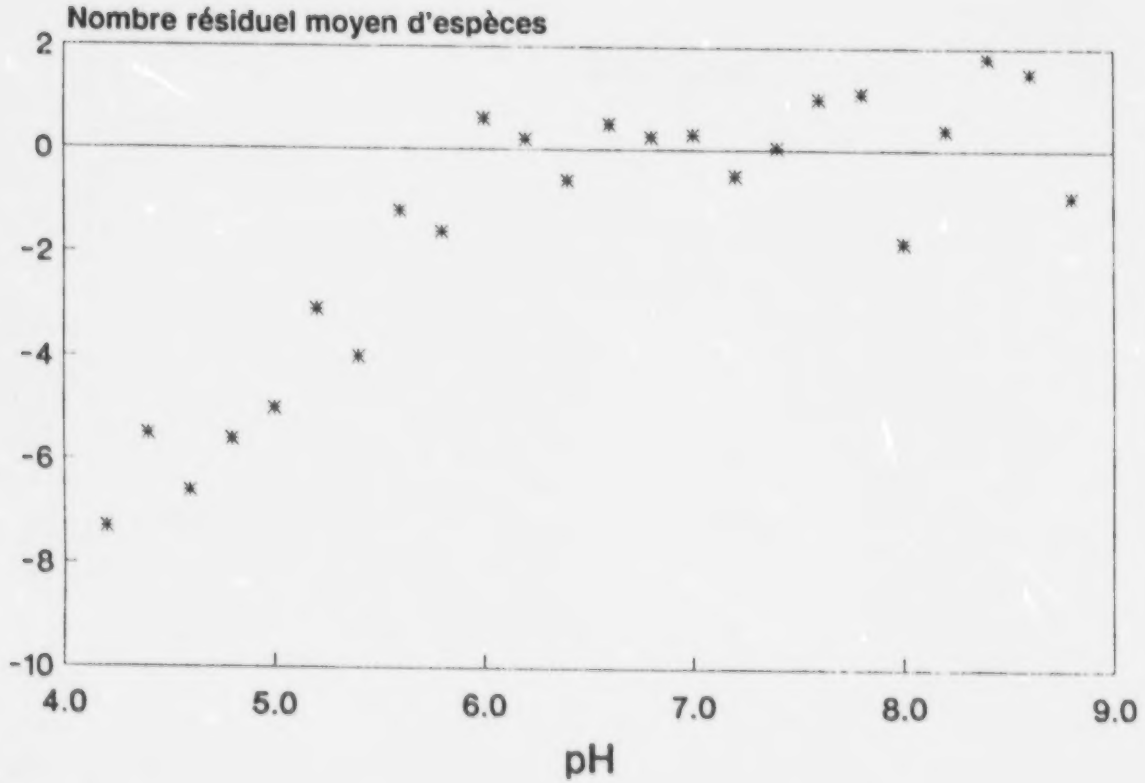


Figure 4.1b.1 : Nombre résiduel moyen d'espèces (déviation entre les données observées et les données prédites en fonction de la superficie du lac) par pH dans les lacs de l'Ontario (d'après Matuszek et al 1988).

Tableau 4.1b.2 Estimation du nombre de populations d'espèces sportives affectées par l'acidification des lacs de l'Ontario (Matuszek et Wales 1990).

Nombre de lacs	Espèces			
	Touladi	Omble de fontaine	Achigan à petite bouche	Doré jaune
Total pour l'Ontario	2 318	2 100	2 421	4 038
Échantillonnés	1 296	639	901	989
Échantillonnés avec pH < au seuil critique pour l'espèce	78	8	27	7
Estimation du nombre avec un pH < au seuil critique pour l'espèce	119	43	52	14
Lacs affectés dans la région de Sudbury	94	14	18	7

La distribution des structures de taille des populations piscicoles de l'Outaouais et du nord de la Mauricie montre que la reproduction s'opère mal chez les poissons des lacs dont le pH est <5,5, ce qui n'est pas le cas dans les lacs dont le pH est supérieur à 5,5. Vingt-huit espèces de poissons ont été capturées lors de ces études et 80 % du nombre total d'espèces étaient absentes des lacs dont le pH était compris entre 5,0 et 5,5. Dans la Mauricie, moins de populations de mulets perlés (Semotilus margatira) et d'ombles de fontaine ont été recensées dans les lacs les plus acides, et ce, même en l'absence d'espèces prédatrices telles que le doré jaune et le brochet (Esox lucius). Ces espèces ont par ailleurs moins fréquemment capturées dans les lacs caractérisés par de fortes concentrations de Al dissous (Tremblay 1989).

4.1b.1.2.4 Nouvelle-Écosse

Un tiers des habitats du saumon atlantique de Nouvelle-Écosse ont été perdus par acidification depuis les années 50. Cela correspond à une perte de quelque 9 000 à 14 000 poissons par an, ce qui équivaut presque aux prises annuelles actuelles (Watt 1986). La région des Hautes Terres du sud de la Nouvelle-Écosse compte 60 rivières qui étaient fréquentées par des populations de saumons atlantiques dans les années 50. Le pH de 13 de ces cours d'eau est maintenant <4,7 et les pêcheurs à la ligne n'ont pris aucun saumon dans ces cours d'eau très acides depuis le début des années 70. Les prises effectuées dans 18 rivières dont le pH est compris entre 4,7 et 5,0, ont diminué d'approximativement 10 % par rapport à la prise moyenne pour la période 1936-1953. Par contre, aucune réduction des prises à la ligne attribuables à l'acidification n'a été constatée dans les rivières dont le pH est supérieur à 5,0. Dans celles-ci, les populations de saumons atlantiques juvéniles présentent des densités qui sont normales pour la région (20-30 poissons par 100 m^2). Aucun juvénile n'a été observé dans les rivières dont le pH est <5,0, à l'exception de celles qui comptent des affluents où le pH est plus élevé (Watt et al 1983).

Une surveillance constante des caractéristiques chimiques (mensuelle) et biologiques (pêche électrique annuelle) de neuf rivières de Nouvelle-Écosse est menée aux endroits où le saumon atlantique est menacé d'extinction ou a déjà disparu depuis 1980 (Watt et al, en préparation). Les données pour la période 1980-1986 montrent que le pH de quatre de ces neuf rivières a diminué. Après 1986, le pH a augmenté et, après examen des les données pour la période 1980-1988, un déclin global du pH ne s'est produit que dans une seule rivière.

4.1b.1.3 EXPÉRIENCE SUR DES LACS ENTIERS

Les expériences menées sur les lacs entiers révèlent un lien manifeste entre l'acidification et les pertes de populations de poissons. Ce genre d'expérience a été effectué aux États-Unis (lac Little Rock dans le Wisconsin, Brezonik et al 1986; Watras et Frost 1989) et au Canada (trois lacs de l'Ontario, Schindler 1987).

L'expérience d'acidification artificielle d'un lac entier la plus connue est probablement l'étude effectuée au lac 223 du Experimental Lake Area (ELA) de l'Ontario (Schindler et al 1985b). Avant l'acidification, le pH épilimnétique moyen était de 6,5-6,7 (Linsey et Braun 1984). Ce pH a été graduellement abaissé jusqu'à 5,1 entre 1976 et 1981. La pH a été maintenu aux environs de 5,1 entre 1981 et 1983 puis est remonté naturellement entre 1984 et 1989.

Durant l'acidification, le tête de boule et le chabot visqueux (Cottus cognatus), deux espèces d'importance dans l'alimentation des touladis, ont été éliminées tandis que les espèces de poissons restantes (touladi, meunier noir et mulet perlé) ont à tour de rôle cessé de se reproduire (Schindler et al 1985b; Mills et al 1987). A la fin de 1983, la plupart des touladis étaient extrêmement amaigris puisqu'il ne restait dans le lac que peu d'organismes pouvant leur servir de nourriture. Le déclin de l'abondance de chaque espèce de poissons a principalement résulté dans l'arrêt de leur reproduction (Mills et al 1987).

La phase de rétablissement de l'expérience a débuté en 1984. Le pH du lac s'est graduellement élevé à la suite de la neutralisation de l'acidité par des processus naturels interne au lac (Kelly et al 1987). Durant cette phase, les touladis, les meuniers noirs et les mulets perlés ont recommencé à se reproduire à des seuils de pH approximativement identiques à ceux où ils avaient arrêté durant l'acidification (tableau 4.1b.3; Mills et al en préparation a; Mills et al en préparation b). Les tête de boule, une espèce disparue durant l'acidification, ont recolonisé le lac 223 en migrant du lac 224 situé en amont.

D'autres types de manipulation expérimentale ont prouvé de façon concluante la relation de cause à effet entre l'acidification et la dégradation des biotes aquatiques : 1) les ensemencements de poissons et 2) des expériences de chaulage (voir partie 4.4). Les ensemencements réalisés au moyen de poissons élevés en pisciculture peuvent servir de bio-essais à grande échelle sans les contraintes artificielles que représente la nécessité de confiner les poissons dans des cages, de les nourrir, etc. L'ensemencement de lacs ayant des pH différents a révélé que les pH faibles sont à l'origine d'un taux de mortalité élevé parmi les poissons ensemencés (Schofield et al 1986); Gunn et al 1987). Par exemple, la mortalité des ombles de fontaine ensemencées s'accroît rapidement en dessous d'un pH de 5,0 (Schofield et al 1986), ce qui s'avère être un seuil similaire à celui où survient une perte de population dans les inventaires synoptiques (Beggs et Gunn 1986). Une preuve supplémentaire que l'acidification entraîne la disparition des poissons ensemencés est fournie par le chaulage ultérieur des lacs utilisés pour l'expérience. Après chaulage, les poissons ensemencés présentent un taux de survie généralement élevé et peuvent se reproduire dans les eaux où le pH a été haussé (Schofield et al 1986; Gloss et al 1989; Gunn et al 1990).

4.1b.1.4 INTERACTIONS

En plus du fait que la disparition des poissons dans les lacs peut entraîner des changements dans les communautés d'invertébrés (Eriksson et al 1980; Stenson et Eriksson 1989), il a été également établi que les modifications à la chaîne alimentaire peuvent amener des changements dans les populations de poissons à mesure que les lacs s'acidifient ou se rétablissent.

L'effet indirect le mieux connu de l'acidification expérimentale du lac 223 est la famine qui a affecté les touladis au terme de la phase d'acidification artificielle. Durant l'acidification, les espèces servant de proies aux touladis ont progressivement disparu (Schindler et al 1985b; Mills et al 1987); la plupart des touladis sont devenus très maigres et leur taux de survie a baissé (Mills et al 1987). Durant la phase de rétablissement du pH, la condition et le taux de survie des touladis se sont améliorés rapidement dès que les populations de proies ont augmenté (Mills et al 1990a).

Trois autres effets indirects de l'acidification ont contribué aux changements survenus dans les populations de poissons du lac 223. Tout d'abord, au début de la phase d'acidification de l'expérience, des tapis d'algues filamenteuses ont recouvert les hauts-fonds où frayaient les touladis (Schindler et al 1985b). Ces poissons sont alors aller frayer sur d'autres hauts-fonds libres d'algues (Mills et al 1987). Lorsque le pH a été rétabli, les touladis sont revenus à leurs zones de frai habituelles (Mills et al en préparation a, en préparation b) après que les tapis d'algues furent libérés. Deuxièmement, le méné tête de boule a fait place temporairement au mulet perlé durant l'acidification en taut que principale espèce de cyprin présente. Il est probable que l'accroissement de l'abondance des mulets perlés découlait de la réduction de celle des têtes de boule (Mills et al 1987). Troisièmement, les meuniers noirs ont beaucoup maigri durant la phase de rétablissement de l'expérience (Mills et al, en préparation a). Leur abondance s'est accrue quand ils ont recommencé à se reproduire durant le rétablissement du pH et cette espèce a épuisé sa principale source d'alimentation que sont les chironomidés (Mills et al, en préparation a, en préparation b).

D'autres éléments confirmant les effets indirects de l'acidification sur les populations de poissons ont pu être observés dans le lac Whitepine lorsque la reproduction du touladi a repris suite à l'augmentation du pH (Gunn et Keller 1990). Durant les années où l'acidité était maximale, les perchaudes étaient très abondantes dans ce lac alors que les touladis n'y ont jamais été si peu nombreux. A mesure que le nombre de touladis a augmenté durant la phase de rétablissement, les perchaudes sont devenues moins abondantes à cause de la prédation des touladis et la croissance du nombre de ces dernières s'est alors ralentie.

Tableau 4.1b.3 Seuils de pH où commencent et s'inversent les effets de l'acidification sur certains biotes du lac 223 (Schindler et al 1985b; Mills et al, en préparation a). Le lac 223 a été acidifié en réduisant son pH de 6,5 à 5,1 (1976 à 1981), en le maintenant ensuite à 5,0-5,1 (1981 à 1983) puis en le laissant remonter de 5,1 à 5,8 (1984 à 1989).

Changement		pH épilimnétique moyen (année)
Tapis d'algues :	apparaissent	5,6 (1979)
	se résorbent	5,8 (1988)
Daphnia g. mendotae		
	disparaît	5,0 (1981)
	prolifère	5,5 (1987)
Daphnia catawba		
	prolifère	5,6 (1980)
	disparaît	5,5 (1987)
Reproduction du mulet perlé (Semotilus margarita)		
	cesse	5,0 (1982)
	reprend	5,4 (1984)
Reproduction du meunier noir (Catostomus commersoni)		
	cesse	5,0 (1981)
	reprend	5,4 (1984)
Reproduction du touladi (Salvelinus namaycush)		
	cesse	5,6 (1980)
	reprend	5,5 (1986)
Reproduction du tête de boule (Pimephales promelas)		
	cesse	5,9 (1978)
	reprend	5,8 (1989)

4.1b.2 AUTRES BIOTES

Résumé : La biomasse et la productivité du phytoplancton ne sont pas affectées par l'acidification des eaux du lac. Toutefois, à des pH <6,0, les espèces sont moins nombreuses et la composition taxonomique se trouve altérée. Une espèce d'algues qui engendre des odeurs nauséabondes peut apparaître. L'acidification a modifié les communautés de phytoplancton dans certains lacs de toutes les provinces canadiennes à l'est du Manitoba, à l'exception de l'Ile-du-Prince-Édouard.

Des algues vertes filamenteuses sont présentes dans les eaux peu profondes qui bordent les rives des lacs acides de l'Ontario, ce qui préoccupe beaucoup les résidents des chalets riverains. Leur floraison est manifestement liée à l'augmentation de l'acidité des eaux du lac. Ces algues s'implantent généralement lorsque le pH tombe en dessous de 6,0 et leurs colonies se résorbent lorsque le pH devient ≥5,8.

L'acidification amène une diminution du nombre d'espèces zooplanctoniques dans les lacs et entraîne une réduction de la taille moyenne des espèces qui subsistent. La biomasse totale ne diminue pas en général. L'acidification a altéré les communautés de zooplancton de certains lacs de l'Ontario, du Québec, de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick.

Un grand nombre de macro-invertébrés benthiques sont sensibles aux faibles pH des lacs et des cours d'eau. Les espèces sensibles à l'acidité comprennent certains insectes aquatiques (principalement des éphémères, des phryganes et certains plécoptères), les amphipodes, les écrevisses, les escargots, les palourdes et les sangsues. Les pertes commencent lorsque le pH descend en dessous de 6,0 et il a été noté que certaines espèces réapparaissaient lorsque le pH des eaux du lac s'élèvait. Il est possible que les populations de mouches noires bénéficient d'un accroissement de l'acidité.

Toute baisse du pH en dessous de 4,5 a des effets néfastes pour nombre d'espèces d'amphibiens qui se reproduisent dans des mares temporaires. Ce sont surtout les oeufs qui sont le plus sensibles aux faibles pH alors que le stade larvaire est de façon générale davantage affecté par les fortes concentrations de Al.

Les oiseaux des zones humides subissent principalement les effets de l'acidification par l'intermédiaire des modifications de la qualité et de la quantité de leurs ressources alimentaires. Il peut arriver que les poissons et les oiseaux des zones humides entrent en concurrence pour la même faune invertébrée présente dans les lacs acides. Même si certains oiseaux

peuvent bénéficier de l'accroissement du nombre d'insectes qui survient lorsque les poissons disparaissent des lacs acides, plusieurs autres espèces éprouvent davantage de difficultés à se reproduire près des lacs et des cours d'eau acides. L'acidification peut également affecter le choix de l'habitat de chasse et de nidification des oiseaux des zones humides.

4.1b.2.1 ALGUES

L'acidification des lacs ne s'accompagne généralement pas d'une réduction de la biomasse ou de la productivité phytoplanctonique (Dillon et al 1984; Stokes 1986; Geelen et Leuven 1986; Dixit et Smol 1989). L'acidification artificielle ou les expériences de neutralisation révèlent que la biomasse et la productivité ne réagissent pas à des modifications du pH (Yan et Dillon 1984; Havens et DeCosta 1984; Wilcox et Decosta 1984; Molot et al 1990b, Findlay et Kasian, sous presse, en préparation), ou peuvent augmenter durant l'acidification (Findlay et Kasian 1986; Shearer et al 1987). La biomasse s'accroît parce que la croissance des algues en eau profonde est stimulée (Yan et Miller 1984; Kettle et al 1987) par la plus grande transparence des lacs acides (Yan 1983; Effler et al 1985; Shearer et al 1987).

A l'inverse de ce qui se produit pour la biomasse et la productivité, la diversité taxonomique des communautés de phytoplancton se trouve affaiblie lorsque le pH des eaux lacustres tombe en dessous de 6,0 (Stokes et Yung 1986; Siegfried et al 1989; Siver et Hamer 1989; Findlay et Kasian 1986; Havens et DeCosta 1987; Siegfried et al 1989; Siver et Hamer 1989). Alors que les chrysophytes et les diatomées sont les espèces qui forment la majeure partie de la biomasse phytoplanctonique dans les lacs non acides, les dinoflagellés et les cryptomonades deviennent prépondérants lorsque le pH du lac tombe en dessous de 5,0 (analysé par Dixit et Smol 1989). Chrysochromulina breviturrita, dont la prolifération peut générer des odeurs nauséabondes à l'échelle du plan d'eau, colonise parfois des lacs dont le pH est compris entre 5,5 et 6,2 (Nicholls et al 1982; Findlay et Kasian, sous presse), c'est-à-dire à des niveaux de pH qui entraînent une croissance optimale de cette espèce en laboratoire (Wehr et al 1985). Les microfossiles de diatomées et de chrysophycées prélevés dans les sédiments récents des lacs de l'Ontario, du Québec, de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick et de Terre-Neuve révèlent que la structure de ces communautés a connu des changements correspondant à l'acidification de certains lacs de chacune de ces provinces (Charles et al 1990).

L'acidification d'un lac amène souvent un accroissement de la taille moyenne du phytoplancton, qui est généralement dû au fait que les gros dinoflagellés deviennent plus abondants (Yan 1979; Yan et Stokes 1978; Findlay et Kasian 1986; Havens et DeCosta 1987; Findlay et Kasian, sous presse). Le zooplancton qui se nourrit par filtration ne peut pas facilement consommer ces grosses algues (Yan et Strus 1980).

4.1b.2.2 PHYTOBENTHOS

Les accumulations de tapis d'algues filamenteuses dans les lacs touchés par une acidification affectent aussi bien l'esthétique du lac que la fonction de l'écosystème. En Ontario, les propriétaires de chalet situés sur 214 lacs ont indiqué que 48 % de leurs lacs étaient envahis par des proliférations d'algues filamenteuses, une proportion supplémentaire de 16 % présentant de nombreuses effloraisons (SPR Assoc. Inc. 1986). Soixante-quatorze pour cent des propriétaires de chalet ayant déclaré que des tapis d'algues avaient envahi leur lac ont indiqué que l'esthétique du lac s'en est trouvé réduit; 88 % ont précisé que la présence de ces algues avait pour conséquence de restreindre le temps qu'ils passaient à se baigner dans le lac. Les tapis d'algues filamenteuses sont particulièrement apparents dans les lacs de faible alcalinité. Même si ces données reposent sur les opinions exprimées par les propriétaires de chalet, ces opinions semblent fiables. Quatre-vingt-dix-sept pour cent des 32 lacs, où l'existence d'un problème relatif aux algues filamenteuses était connu, ont été correctement identifiés par les propriétaires de chalets lors d'une étude pilote conçue pour vérifier l'exactitude de leurs opinions (SPR Assoc. Inc. 1986). Même s'il existe de nombreuses références anecdotiques à des accumulations massives de tapis d'algues dans les lacs acides (analysées par Stokes 1981), relativement peu de choses est connu au sujet de l'étendue géographique du problème au Canada à l'est de l'Ontario.

Plusieurs espèces d'algues peuvent constituer ces tapis d'algues. Une colonisation à fleur d'eau se développe sur le pourtour d'un lac relativement tôt durant le processus d'acidification, c'est-à-dire lorsque le pH se situe environ à 6,2 (Turner et al 1987). Une deuxième phase de croissance plus prononcée se produit lorsque le pH descend aux alentours de 5,8 (Howell et al, en préparation). La distribution en profondeur et l'étendue de couverture riveraine dépend à la fois du niveau d'acidité et de la saison (Howell et Turner, en préparation). Les principales espèces colonisatrices sont des algues vertes zygnématales, le plus souvent Zygogonium tunetanum (Wei et al 1989). Tous ces tapis d'algues, quelle que soit leur composition taxonomique, sont considérés comme esthétiquement déplaisants.

Ces tapis d'algues réagissent tous de façon similaire aux variations de pH. Turner et al (1987) ont relevé que les effloraisons colmataient la quasi-totalité de la rive du lac 302, lorsque le pH du lac a été ramené artificiellement de 6,0 à 5,5. Jackson et al (1990) indiquent que la majeure partie de la rive du lac Bowland en Ontario était recouverte d'une colonie de ces algues lorsque le pH se situait entre 4,9 et 5,5. Cette colonie a complètement disparu lorsque le pH a été élevé à 6,3 après chaulage. Durant l'expérience d'acidification du lac 223, la bande d'algues a régressé lorsque le pH du lac est passé de 5,4 à 5,8 (tableau 4.1b.3, Mills et al en préparation a).

4.1b.2.3 ZOOPLANCTON

En général, la biomasse zooplanctonique lacustre n'est pas affectée par l'acidification (Bleiwas et al 1984; Malley et Chang 1986; Siegfried et al 1987). Les quelques cas d'accroissement (Carter 1971; Blouin et al 1984) ou de réduction (Roff et Kwiatkowski 1977; Confer et al 1983) de la biomasse zooplanctonique dans les lacs acides, qui ont été rapportés, tiennent probablement à des différences de niveau trophique entre les lacs étudiés plutôt qu'à l'acidité du lac. Toutefois, la biomasse de crustacés zooplanctoniques a été réduite dans certains lacs de la région de Sudbury qui ont été affectés à la fois par une acidification et par des dépôts de métaux toxiques provenant de fonderies situées à proximité (Yan et Strus 1980; Yan et al sous presse a).

Le nombre d'espèces zooplanctoniques n'est pas aussi élevé dans les lacs acides que dans les lacs de pH neutre. Le zooplancton a été étudié dans des centaines de lacs de toutes les provinces de l'est du Canada, à l'exception de l'Île-du-Prince-Édouard. Dans chaque province, à l'exception de Terre-Neuve (tableau 4.1b.4), où deux études ont donné des résultats contradictoires (Chengalath et al 1984; Carter et al 1986), un nombre plus petit d'espèces a été constaté dans les lacs acides. Les expériences d'acidification qui ont été réalisées ont confirmé cette observation (Schindler et al 1985b; Arvola et al 1986; Havens et DeCosta 1987).

La composition des communautés zooplanctoniques est altérée dans les lacs acides. Durant les premiers stades de l'acidification, des substitutions d'espèces peuvent survenir (Malley et Chang 1986), mais une perte nette d'espèces se produit lorsque le pH se situe entre 5,5 et 6,0 (tableau 4.1b.4; Schindler et al 1985b) ou même lorsque le pH est >6,0 (Siegfried et al 1987).

Daphnia galeata mendotae, une espèce très répandue dans les lacs non acides de l'est du Canada, est particulièrement sensible à l'acidification. Keller et al (soumis), dans une étude portant sur 450 lacs de l'Ontario, ont constaté que cette espèce était pratiquement toujours très abondante dans les lacs dont le pH est >6,0, rare dans ceux dont le pH est compris entre 5,5 et 6,0, et absente de la quasi-totalité des lacs à pH <5,5. Lors de l'acidification expérimentale du lac 223, en Ontario, cette espèce de Daphnia a disparu lorsque le pH du lac a été abaissé de 5,5 à 5,0 (Schindler et al 1985b). Elle y est réapparu lorsque le pH est remonté de nouveau à 5,5 (tableau 4.1b.3). Les essais biologiques effectués en laboratoire avec cette espèce confirment sa sensibilité à l'acide (Keller et al, soumis).

Tableau 4.1b.4 Résumé des informations sur la diversité zooplanctonique fournies par les études effectuées dans l'est de l'Amérique du Nord

Source	Nombre de lacs	Site	Commentaires
Bielwas et al (1984)	7	Ontario	diversité réduite à un pH <5,5
Carter et al (1986)	142	N.-B., N.-É.	l'acidification affecte la structure des communautés,
	200	T.-N.	aucun indice d'effets causés par l'acidification
Carter (1971)	32	Ontario	diversité moins grande dans les mares acides
Chengalath (1984)	109	T.-N.	la diversité décline avec le pH
Confer et al (1983)	20	NE-É.-U.	la diversité décline avec le pH
Joubert et Tousignant (1983)	158	Québec	la diversité et les apparitions des espèces déclinent à un pH <6,0
Keller et Pitblado (1984)	249	Ontario	la diversité est divisée par deux dans les groupes dont le pH est de 4,7
Kelso et al (1986)	272	E-Canada	la diversité diminue de 25 %
Roff et Kwiatkowski (1977)	6	Ontario	la diversité chute à un pH de 5,5
Siegfried et al (1987)	100	NE-É.-U.	la diversité du plancton décline en relation linéaire avec la chute du pH
Sprules (1975)	47	Ontario	la diversité diminue à un pH <5,5
Yan et al (1988)	206	Ontario	4 espèces de Daphnia sont moins abondantes dans les lacs acides
Keller et Yan (en préparation)	4	Ontario	la diversité s'accroît avec l'amélioration de la qualité de l'eau

D'autres espèces sont fréquemment absentes des lacs canadiens acides. Diaptomus sicilis et Epischura lacustris y sont rares (Kelso et al 1986; Joubert et Tousignant 1983) et elles ont disparu du lac 223 lorsque le pH y a été abaissé à 5,6 (Schindler et al 1985b). Leptodora kindtii est moins fréquent dans les lacs acides (Sprules 1975). L'absence de ces trois grosses espèces et d'autres grandes espèces de Daphnia dans les lacs acides, conjuguée à la prolifération d'espèces plus petites qui tolèrent les milieux acides comme

Diaptomus minutus et Bosmina longirostris (Dillon et al 1984), contribue à diminuer la taille moyenne du zooplancton dans les lacs dont le pH est <5,0 (Keller et Pitblado 1984).

Un rétablissement biologique s'est produit dans certains lacs de Sudbury lorsque les émissions industrielles locales de dioxyde de soufre été réduites, ce qui a amené une remontée du pH des lacs (Keller et Yan, en préparation). Des espèces sensibles aux milieux acides, comme Epischura lacustris, ont recolonisé les lacs où le pH avait augmenté (Keller et Yan, en préparation; Gunn et Keller, sous presse).

4.1b.2.4 ZOOBENTHOS

De nombreuses données d'inventaires relient la présence d'insectes aquatiques au pH dans les cours d'eau de Norvège (Raddum et Fjellheim 1984), du Royaume-Uni (Harriman et Morrison 1982), d'Allemagne (Ziemann 1975; Matthias 1983), des États-Unis (Fiance 1978; Simpson et al 1985), de Suède (Otto et Svensson 1983; Engblom et Lingdell 1984), et du Canada (Mackay et Kersey 1985). Les seuils de perte de population pour les espèces canadiennes d'éphémères sont donnés dans le tableau 4.1b.5.

Les amphipodes sont souvent absents des lacs acides. Hyalella azteca a disparu des lacs d'Ontario où le pH était <5,4 (Stephenson et Mackie 1986; France et LaZerte 1987). Un autre amphipode, Gammarus lacustris, ne se trouve pas dans les lacs de Norvège dont le pH est <6,0 (Okland 1980a). Les autres espèces de Gammarus sont également sensibles (Okland et Okland 1986).

Certaines espèces d'écrevisses sont affectées par l'acidification. Berrill et al (1986) ont constaté que deux espèces d'écrevisses (Orconectes rusticus et Orconectes propinquus) étaient absentes des lacs d'Ontario dont le pH est <5,6. L'acidification expérimentale du lac 223 en Ontario a entraîné la disparition de l'écrevisse Orconectes virilis à un pH de 5,1 en raison de l'arrêt de la reproduction; une recrudescence du parasitisme ayant de plus commencé à un pH de 5,6 (France et Graham 1985; Schindler et al 1985b; France 1987; Davies 1989). L'écrevisse Astacus astacus, qui est une espèce commercialement importante en Scandinavie, est également sensible à l'acidification des eaux lacustres (Okland et Okland 1986).

Il y'a moins d'espèces d'escargots, de moules et de palourdes dans les eaux dont le pH est faible, surtout dans les eaux pauvres en Ca^{2+} du Canada (Roff et Kwiatkowski 1977; Mackie et Flippance 1983), de Norvège et de Suède, du Royaume-Uni, des États-Unis et de Finlande (Okland 1980b; résumé dans Okland et Okland 1986). Les études sur l'escargot Amnicola limosa effectuées dans des lacs d'Ontario qui sont caractérisés par des différents niveaux d'acidité ont révélé que c'est au moment de l'éclosion que ces escargots sont les plus vulnérables et que leur croissance est freinée dans les lacs de faible alcalinité (Rooke et Mackie 1984; Servos et al 1985; Shaw et Mackie 1989).

Les saugsues ont été identifiées par Eilers et al (1984) comme étant un groupe sensible à l'acidification bien que peu de données existe ces organismes. Dans un inventaire récemment effectué en Ontario, neuf espèces de sangsues ont été prises dans des lacs dont le pH était >5,5 alors que seuls quatre espèces ont été capturées dans les lacs dont le pH était <5,5 et aucune dans les lacs dont le pH était <4,9 (Bendell et McNicol, sous presse a). D'aucuns peuvent considérer que la raréfaction des sangsues constitue un aspect bénéfique de l'acidification mais il faut se souvenir que les sangsues constituent une ressource alimentaire importante pour nombre d'espèces de poissons.

Tableau 4.1b.5 Niveau de pH auquel les nymphes d'éphémères réagissent négativement à une acidification au Canada.

pH	Espèces	Référence
5,8	Baetis hageni	1
5,6	Baetis brunneicolor	1,3,4
5,6	Baetis pluto	1
5,6	Baetis pygmaeus	3
5,6	Heptagenia hebe	1,3
5,6	Paraleptophelebia mollis	1,3
5,6	Ameletus ludeus	1,4
5,5	Paraleptophelebia debilis	1,4
5,4	Baetis flavistriga	1,3
5,4	Stenonema vicarium	1,3,4
4,7	Stenacron cadadense	3
4,6	Stenonema modestum	1,3
4,6	Eurylophella funeralis	1,3,4
3,5-4,2	Leptophelebia cupida	1,2,4,5

1. Hall et Ide (1987), inventaire sur le terrain
2. Hall et al (1988), transplantation
3. Peterson (1989), inventaire sur le terrain
4. Giberson et Mackay (soumis), inventaire sur le terrain
5. Rowe et al (1989), bio-essai en laboratoire

Beaucoup de macro-invertébrés benthiques ont disparu lors des expériences d'acidification. L'acidification expérimentale du lac 223 en Ontario a entraîné la disparition de la crevette d'eau douce Mysis relicta à un pH de 5,8-6,0 (Nero et Schindler 1983; Schindler et al 1985b). Plusieurs expériences menées à court terme dans des cours d'eau qui ont été acidifiés et où l'on a parfois ajouté de l'aluminium a parfois été ajouté, ont abouti à des pertes d'invertébrés sensibles (Hall et al 1980; Zischke et al 1983; Allard et Moreau 1986; Hall et al 1987; Ormerod et al 1987; Hall en préparation a, en préparation b). Les espèces d'éphémères qui ont disparu lors de ces expériences sont similaires à celles qui ont disparu des cours d'eau à la suite d'une acidification à long terme (Hall et Ide 1987) ainsi qu'à celles sur lesquelles ont porté les inventaires sur le terrain mentionnées précédemment. Récemment, Hall (en préparation b) a terminé une expérience d'acidification à ELA en Ontario où il ne se produit pas de baisse substantielle du pH au printemps. Durant l'expérience, de fortes réductions du nombre d'espèces benthiques sont survenues à des niveaux de pH plus modérés que lors d'expériences similaires effectuées dans des régions qui sont caractérisées par une baisse de pH prononcée au printemps (Hall et al 1987; Hall en préparation a). Cela amène à conclure que plusieurs de ces autres études ont été réalisées dans des régions qui avaient déjà subi des dommages.

Hall et Ide (1987) ainsi que Chmielewski (1989) présentent une intéressante récapitulation des changements survenus sur une période de 48 ans dans les communautés d'invertébrés benthiques d'un cours d'eau de l'Ontario. A un point de celui-ci, où les variations de pH au printemps sont actuellement faibles (0,3 unités de pH), la quasi-totalité des insectes aquatiques présents entre 1937 et 1942 l'étaient également en 1984-1985. Toutefois, aux endroits où est actuellement observé une importante baisse de pH au printemps (1,5 unité de pH), beaucoup d'espèces d'éphémères et de plécoptères, présentes voilà 48 ans et reconnues comme étant sensibles aux bas pH, étaient absentes dans l'échantillonnage effectué en 1984-1985. Ces espèces avaient apparemment été remplacées par d'autres qui tolèrent mieux les eaux acides. Hall et Ide (1987) en ont conclu que cette partie du cours d'eau s'était acidifiée au cours des 50 dernières années.

Dans le cadre d'une étude détaillée des communautés de mouches noires, Chmielewski (1989) a montré que l'émergence de ces insectes avait presque triplé par rapport à ce qui était le cas voilà 50 ans dans un cours d'eau du parc Algonquin, en Ontario, où il se produit une importante baisse du pH au printemps. Par contre, l'émergence des mouches noires n'a pas changé depuis les 50 dernières années dans un cours d'eau situé à proximité où la baisse de pH est moins grande. Chmielewski (1989) a effectué une série d'expériences qui indiquent que les larves de mouche noire peuvent tolérer de faibles niveaux de pH durant les épisodes acides printaniers.

Certaines populations d'invertébrés benthiques sont réapparues lorsque le pH a été rétabli. Dans le lac Whitepine, le nombre d'espèces d'invertébrés benthiques est passé de 39 à 72 lorsque le pH a augmenté (Gunn et Keller, sous presse). Nombre des espèces colonisatrices étaient sensibles à l'acidité, surtout les espèces d'éphémères. De la même façon, Hexagenia sp. a disparu du lac 223 durant l'acidification expérimentale mais a rapidement recolonisé le lac lorsque le pH a été rétabli (tableau 4.1b.3, Mills et al en préparation a).

4.1b.2.5 AMPHIBIENS

Nombre d'espèces amphibiens sont potentiellement vulnérables à l'augmentation des niveaux d'acidité et des concentration en métaux. Pough et Wilson (1977) ont estimé que 30 % des salamandres et 50 % des grenouilles se reproduisaient dans des mares temporaires. Ces mares sont particulièrement vulnérables à l'acidification puisque leur alcalinité est très faible (Clark et Euler 1982) et que leurs niveaux de pH pourraient être inférieurs à ceux des eaux de pluie ou de fonte nivale (Dale et al 1985; Freda et Dunson 1986). De faibles baisses de pH (0,2 unité) pourraient avoir des conséquences notables sur les populations d'amphibiens qui utilisent ces mares parce que des pourcentages importants de celles-ci sont déjà très acides (de 5 à 10 % ont des pH $<4,5$, de 15 à 27 % ont un pH $<5,0$ dans quatre études canadiennes, Freda 1986), et que le pH y est déjà proche du seuil critique pour nombre d'espèces (tableau 4.1b.6).

Les embryons d'amphibiens sont généralement plus sensibles à la faiblesse du pH que les larves aux bas pH (Freda 1986). Les seuils de pH critiques pour les embryons varient selon les espèces, mais ils se situent généralement à $<5,0$ (tableau 4.1b.6). Cette sensibilité est surtout évidente pour les espèces qui se reproduisent au début du printemps parce que leurs embryons risquent alors d'être exposés aux niveaux de pH les plus extrêmes (Freda et Dunson 1985b). Une fois l'embryon éclos, la tolérance à l'acidité augmente à mesure du développement de la larve (Pierce et al 1984; Freda et Dunson 1985a). Il peut arriver que la mortalité directe des larves augmente après les baisses épisodiques de pH qui se produisent dans les mares à la suite de pluies ou de la fonte des neiges (Gascon et Bider 1985).

Même si les embryons sont généralement plus sensibles aux faibles pH que les larves, les larves venant d'éclore sont davantage sensibles à l'aluminium que ne le sont les embryons (Freda et McDonald 1990). La toxicité de Al pour les amphibiens est dans une large mesure liée au pH de l'eau. Pour certaines espèces, Al n'est toxique qu'à un pH $<4,5$ alors que pour d'autres, la toxicité de ce métal devient évidente à un pH $>4,5$ (Clark et Lazerte 1985, 1987; Dale et al 1985; Andren et al 1988; Freda et McDonald 1990; Gascon et al 1987).

Des études ont été effectuées sur les amphibiens en Nouvelle-Écosse, au Québec et en Ontario. Dale et al (1985) ont examiné 159 sites de reproduction d'amphibiens en Nouvelle-Écosse et n'ont trouvé aucune corrélation entre la présence des espèces et les

variables chimiques. Ce résultat peut toutefois être trompeur puisque, pour nombre d'espèces, seuls des adultes ont été capturés et que les adultes peuvent se déplacer entre des mares de pH différents, ce qui est impossible pour les embryons et les larves, plus sensibles à l'acidité. Au Québec, les masses d'oeufs de grenouille des bois (Rana sylvatica) sont moins importantes dans les lacs les plus acides où les concentrations en carbone organique total sont plus élevées (Gascon et Planas 1986). Une corrélation négative a pu être établie entre le succès de l'éclosion des oeufs de trois espèces et un accroissement de la concentration en Al et de l'acidité lors de l'acidification expérimentale d'un cours d'eau. Glooschenko et al (1988), dans des études sur les amphibiens de l'Ontario, ont noté que la salamandre maculée (Ambystoma maculatum) et la grenouille léopard du nord (Rana pipiens) ont disparu des régions adjacentes à Sudbury où de faibles pH et des concentrations élevées en Al étaient observées dans les mares qui servent de lieu de reproduction aux amphibiens. Clark (1986a, 1986b) a déterminé que l'absence de plusieurs espèces d'amphibiens était liée à l'augmentation de l'acidité.

4.1b.2.6 OISEAUX DES ZONES HUMIDES

Il n'existe guère d'études prouvant que l'acidification exerce des effets toxiques directs sur les oiseaux des zones humides, bien que les métaux mobilisés par l'acidification et assimilés par les oiseaux qui s'alimentent en milieu aquatique puissent causer des problèmes. Nyholm et Myhrberg (1977) rapportent qu'en Suède, la reproduction des gobe-mouches (Ficedula hypoleuca), qui se nourrissent d'insectes aquatiques, a été fortement freinée. Il est possible que l'aluminium, concentré dans les insectes aquatiques qui servent de proies à cet oiseau, affecte le métabolisme normal du Ca^{2+} (Nyholm 1981). Il s'agit là du seul cas observée de l'inhibition de la reproduction d'oiseaux des zones humides causé par la consommation de certaines proies aquatiques, alors que plusieurs autres études ont été réalisées sur de la reproduction des oiseaux vivant près d'eaux acides (voir partie 4.1b.3.2). Toutefois, les biotes aquatiques présentent en général des concentrations d'aluminium plus fortes dans les lacs plus acides (voir partie 4.1c.4). Le mercure est la substance qui risque le plus d'entraîner des problèmes de reproduction chez les oiseaux (Scheuhammer, soumis), du moins chez les espèces piscivores (voir partie 4.1c.3).

4.1b.2.6.1 Modifications aux chaînes alimentaires aquatiques

La plupart des oiseaux aquatiques consomment énormément d'aliments riches en protéines, surtout des petits poissons et des macro-invertébrés aquatiques durant la saison de reproduction. Par conséquent, tout changement à la qualité des proies dû aux effets directs de l'acidification, peut avoir des effets indirects sur les oiseaux aquatiques. Les modifications qui peuvent affecter les oiseaux des zones humides sont : 1) une diminution (ou un accroissement) de l'abondance des proies; 2) une diminution de la diversité des proies; et 3) une diminution de la qualité des proies.

Tableau 4.1b.6 Seuils critiques de pH pour les embryons de certaines espèces d'amphibiens qui se reproduisent dans l'est du Canada.

Espèces	pH critique	Source
Rainette crucifère (Hyla crucifer)	<5,0	Dale et al (1985)
	4,0-4,2	Gosner et Black (1957)
Rainette versicolore (Hyla versicolor)	3,9-4,3	Gosner et Black (1957)
Grenouille des bois (Rana sylvatica)	4,3	Clark et Hall (1985)
	<4,5	Dale et al (1985)
	4,3	Freda et Dunson (1986)
	3,4	Gascon et Planas (1986)
	3,6-3,9	Gosner et Black (1957)
	3,8	Pierce et al (1984)
	3,5	Tome et Pough (1982)
Grenouille léopard du nord (Rana pipiens)	3,9-4,1	Gosner et Black (1957)
Grenouille des marais (Rana palstris)	5,0	Dale et al (1985)
Grenouille verte (Rana clamitans)	3,9-4,1	Gosner et Black (1957)
Ouaouaron (Rana catesbeiana)	4,2-4,3	Gosner et Black (1957)
Crapaud d'Amérique (Bufo americanus)	4,3	Clark et Hall (1985)
	4,0-4,5	Karns (1983)
	3,8	Dale et al (1985)
Salamandre maculée (Ambystoma maculatum)	4,8	Clark et Hall (1985)
	4,5-5,0	Dale et al (1985)
	5,0-5,5	Pough (1976)
	4,0-5,0	Pough et Wilson (1977)

Nombre d'invertébrés sensibles aux milieux acides disparaissent à des niveaux de pH où les populations de poissons peuvent encore subsister (Mills et Schindler 1986). Les

oiseaux aquatiques insectivores peuvent donc avoir du mal à se nourrir à de tels niveaux de pH parce que les poissons et les oiseaux se font concurrence pour les mêmes ressources alimentaires résiduelles (DesGranges et Hunter 1987; McNicol et al 1987a; Bendell et McNicol en préparation). Il a été établi que l'acidification était effectivement à l'origine de la réduction des types de proies que peuvent capturer le morillon à collier (Aythya collaris) (McAuley et Longcore 1988b) et l'hirondelle bicolore (Tachycineta bicolor) (Blancher et McNicol en préparation), deux oiseaux qui se reproduisent moins bien dans les zones humides acides.

Les possibilités d'alimentation de certaines espèces d'oiseaux aquatiques insectivores peuvent s'améliorer lorsque les poissons disparaissent des lacs acides (par exemples Eriksson et al 1980; Bendell et McNicol 1987). Plusieurs espèces aquatiques, notamment le canard kakawi (Clangula hyemalis) exploitent cette situation (Eriksson 1984; Hunter et al 1986; McNicol et al 1987a, c; Bendell et McNicol, en préparation).

Les oiseaux qui ont des régimes alimentaires spécialisés sont particulièrement vulnérables aux changements pouvant survenir dans les populations de proies. Les petits poissons sont un des aliments préférés des becs-scies et du huard à collier (McNicol et al 1987a; Barr 1973) et ils sont souvent absents ou rares dans les lacs acides (McNicol et al 1987a; Parker 1988). En période de reproduction, le cincle plongeur (Cinclus cinclus) consomme énormément de larves d'éphémère et de phrygane sensibles aux eaux acides, qu'il capture dans des cours d'eau voisins (Ormerod 1985). Dans les cours d'eau les plus acides, où de telles espèces de proies sont plus rares, les jeunes cincles sont nourris moins souvent que ceux vivant dans des endroits où les cours d'eau ne sont pas acides (Ormerod et Tyler 1987).

Il est possible que la qualité des proies accessibles aux oiseaux soit réduite dans les zones humides acides. La valeur énergétique des invertébrés n'y est peut-être pas aussi grande (Raddum et Steigen 1981) et il est possible que les proies contenant beaucoup de Ca^{2+} qui ne sont pas des poissons soient moins nombreuses (Blancher et McNicol, en préparation; Scheuhammer, soumis). Dans les zones humides acides, il n'existe pas d'invertébrés se caractérisant normalement par de fortes concentrations de Ca (par exemple mollusques et crustacés). Les proies de substitution peuvent quant à elles contenir beaucoup moins de Ca^{2+} que les mêmes espèces des régions où le pH est plus élevé (Havas et Hutchinson 1983; Hall et al 1988; Ormerod et al 1988a; Yan et al, sous presse; Scheuhammer, soumis). Or les besoins en calcium des jeunes oiseaux en pleine croissance sont supérieurs à ce qu'ils peuvent tirer des invertébrés qui subsistent normalement dans les zones humides acides (Scheuhammer, soumis), ce qui force les oiseaux à aller chercher ces proies ailleurs (Blancher et McNicol, en préparation). Il est également possible que les oiseaux pondent moins d'oeufs et que la coquille de ceux-ci soit plus mince dans les milieux acides lorsque les proies ne contiennent pas autant de calcium (Glooschenko et al 1986; Ormerod et al 1988a; Vickery 1989; voir Drent et Woldendorp 1989 en ce qui concerne les oiseaux des forêts).

4.1b.2.6.2 Choix de l'habitat

La distribution de la reproduction de nombreux oiseaux des zones humides reflète l'abondance de leurs proies. Ainsi, les densités de nids d'oiseaux dont les proies ont été réduites à la suite de l'acidification sont moins élevées près des étendues d'eaux acides (tableau 4.1b.7). Par exemple, il existe une forte corrélation entre le pH et l'abondance de cincles plongeurs (Cinclus cinclus) se reproduisant le long des cours d'eau dans le pays de Galles. Les cincles choisissent des zones où les invertébrés sont abondants; or ceux-ci sont affectés par la faiblesse du pH (Ormerod et al 1985, 1986). La réduction progressive du nombre de cincles au fil des années, le long de la rivière Irfon, correspond à une diminution de 1,7 unité de pH survenue entre la fin des années 1960 et 1984 (Ormerod et Tyler 1987). Durant la saison de reproduction, certains oiseaux piscivores présentent des densités moins élevées dans les zones acides (tableau 4.1b.7). Comme il a déjà été mentionné, l'inverse peut également se produire. L'augmentation de l'abondance des insectes dans les lacs acides qui résulte de la diminution de la prédation exercée par les poissons, peut amener un accroissement de la densité du canard kakawi en période de reproduction (DesGranges et Darveau 1985; McNicol et al 1987b).

Certains facteurs indépendants de l'acidité, comme la qualité des habitats de nidification ou la tendance qu'ont certains oiseaux à revenir au même endroit pour se reproduire, déterminent aussi en partie l'endroit où les oiseaux nidifient. Cela peut amener le huard à collier (Gavia immer) à choisir des sites de reproduction qui ne semblent pas convenir à cette fin, comme par exemple des lacs acides ne contenant pas suffisamment de poissons pour élever des oisillons (Alvo et al 1988; Parker 1988). Les hirondelles bicolores n'évitent pas les cabanes à oiseaux érigées dans les zones humides présentant un pH faible, même si cela a des conséquences négatives sur leur reproduction (Blancher et McNicol 1988).

4.1b.2.6.3 Conséquences pour la reproduction des oiseaux des zones humides

Les oiseaux qui se reproduisent effectivement dans les lacs et les cours d'eau acides en subissent souvent les conséquences. Entre autres effets relevés chez nombre d'espèces (piscivores, insectivores, plongeurs, oiseaux picoreurs et mangeurs de mouches, voir tableau 4.1b.7), ces oiseaux pondent moins d'oeufs, la coquille de ceux-ci est plus mince, la reproduction est tardive, la deuxième ponte est plus rare, les oisillons sont plus petits, ont une croissance plus faible et survivent moins facilement, ils éprouvent davantage de difficultés à trouver leur nourriture et le succès d'ensemble de leur reproduction est négativement affecté.

La reproduction des huards pourrait être soit inchangée (Eriksson 1987; Parker 1988), soit réduite (McNicol et al 1987b; Alvo et al 1988; Wayland et McNicol 1990) dans les lacs très acides. Dans quelques rares cas, la diminution de l'abondance, d'invertébrés servant de proies dans les lacs acides peut être compensée par 1) un accroissement de la transparence de l'eau qui facilite la recherche des proies et 2) un affaiblissement de la

prédation exercée par les poissons sur les oisillons et les invertébrés restants (Eriksson 1987). Le degré de compensation dépend en partie de l'abondance résiduelle des proies qui ne sont pas des poissons (McNicol et al 1987a) et de la mesure dans laquelle les différentes espèces de huards s'attaquent à de telles proies.

Le succès de la reproduction des oiseaux aquatiques insectivores peut être soit amplifié soit réduit dans les zones humides acides, selon qu'elles comptent ou non des populations de poissons. La reproduction des canards noirs est au moins aussi efficace dans les zones humides acides sans poisson que dans les zones humides de pH plus élevé qui sont poissonneuses (Hunter et al 1986; DesGranges et Rodrigue 1986). Dans le cadre des études où les ressources ichtyologiques ne différaient pas ou étaient expérimentalement contrôlées, l'acidité des eaux de surface exerçait un effet négatif sur la reproduction des oiseaux aquatiques (DesGranges et Rodrigue 1986; Haramis et Chu 1987; Rattner et al 1987; McAuley et Longcore 1988a). Pour les canards insectivores, le pire semble se produire quand le pH est juste suffisamment élevé pour que les populations de poissons puissent subsister tout en étant assez faible pour avoir entraîné une réduction de l'abondance des macro-invertébrés (DesGranges et Hunter 1987). Or de telles zones humides acides sont probablement plus nombreuses que celles qui ont perdu leurs populations de poissons.

4.1c QUELLES PREUVES A-T-ON QUE DES SUBSTANCES TOXIQUES DÉRIVÉES DU TADPA OU LIÉES A CELUI-CI CONTAMINENT LES ORGANISMES AQUATIQUES OU LA FAUNE QUI DÉPEND DES MILIEUX AQUATIQUES ?

Résumé : Dans la majorité des lacs inventoriés en Ontario, les concentrations de Hg dans les gros poissons faisant l'objet d'une pêche sportive dépassent 0,5 $\mu g.g^{-1}$ de poids humide, soit la norme canadienne pour une consommation humaine sans restriction. Les niveaux de Hg sont également élevés dans les poissons qui ne sont pas d'intérêt sportif. Ceci est particulièrement vrai les lacs acides. Ce phénomène n'a pas encore été complètement expliqué, mais il est probable qu'il résulte principalement d'un accroissement de Hg dans les dépôts atmosphériques et de l'augmentation des quantités de méthylmercure disponible pour le poisson en milieu plus acide. L'augmentation des concentrations de Hg dans les aliments consommés constitue une menace potentielle pour les mammifères et les oiseaux piscivores du Canada. Toutefois, l'importance du problème n'est pas connue.

Les niveaux de cadmium chez les invertébrés aquatiques réagissent aux réductions de pH d'une façon non linéaire. Les concentrations dans la chair s'accroissent, lorsque le pH tombe en dessous de 6, à la suite de l'augmentation de la teneur en Cd des eaux lacustres, puis diminuent lorsque le pH baisse en dessous d'environ 5, peut-être à la suite d'une concurrence accrue avec les ions hydrogènes pour les sites de fixation sur les surfaces biologiques. Les concentrations de cadmium dans le foie et les reins des orignaux sont suffisamment importantes pour que le public soit mis en garde contre la consommation de ces organes au Manitoba, en Ontario, au Québec, au Nouveau-Brunswick et à Terre-Neuve. Des différences régionales existent au niveau des concentrations de Cd dans les organes des orignaux, mais celles-ci n'ont pas été rattachées de façon concluante à des différences régionales dans la susceptibilité des habitats des orignaux à l'acidification.

4.1c.1 PORTÉE

L'étude de cette question sera limitée aux métaux traces, le Hg et le cadmium notamment. Les composés organiques traces provenant d'activités anthropiques ont été exclus de l'analyse à cause de la rareté des données de terrain liant l'acidité des eaux lacustres à l'accumulation de composés organiques chez les biotes aquatiques (Kelso et Gunn 1984). Les études effectuées en laboratoire portent à croire qu'il existe probablement de tels liens (Fisher 1985; Fisher et Lohner 1986; Watson et Maly 1987; Ribo 1988); ce problème devrait donc faire l'objet de recherches supplémentaires au Canada.

Tableau 4.1b.7 Relevé des effets indirects de l'acidité sur la reproduction des oiseaux (* indique un effet positif de l'acidité).

Espèces	Régime alimentaire/ recherche de nourriture	Distribution de la reproduction	Mesures reproductives	Références
Huard à collier (Gavia immer)	Oui	Non	Oui, non	1,2,3
Huard arctique (Gavia arctica)			Non	4
Bec-scie commun (Mergus merganser)			Oui	5
Martin-pêcheur (Alcedo atthis)		Oui		6
Aigle pêcheur (Pandion haliaetus)	Oui	Oui	Oui	7,8
Canard noir (Anas rubripes)	Oui	Oui	Oui*	9,10,11,12
Garrot commun (Bucephala clangula)		Oui*		5,10
Morillon à collier (Arythya collaris)	Oui		Oui	13,14
Cincle plongeur (Cinclus cinclus_	Oui	Oui	Oui	15,16,17
Tyran tritri (Tyrannus tyrannus)		Non	Oui	18
Hirondelle bicolore (Tachycineta bicolor)	Oui	Non	Oui	19,20

Références : 1 = Alvo et al 1988; 2 = Parker 1988; 3 = Wayland et McNicol 1990; 4 = Eriksson 1987; 5 = McNicol et al 19[illegible]; 6 = Gorlup 1989; 7 = Eriksson et al 1983; 8 = Eriksson 1986b; 9 = Hunter et al 1986; 10 = DesGranges et Darveau 1985; 11 = Rattner et al 1987; 12 = Haramis et Chu 1987; 13,14 = McAuley et Longcore 1988a, b; 15,16 = Ormerod et al 1986, 1896; 17 = Ormerod et Tyler 1987; 18 = Glooschenko et al 1986; 19,20 = Blancher et McNicol 1988, en préparation.

4.1c.2 LIEN ENTRE LES MÉTAUX ET L'ACIDITÉ

Le transport à grande distance de substances acides se rattache, sur trois plans, à l'augmentation de l'exposition des biotes aquatiques aux métaux toxiques. Tout d'abord, les fonderies et les centrales thermiques brûlant des combustibles fossiles, qui sont les principales sources de soufre liées aux activités anthropiques, rejettent également d'importantes quantités de métaux traces dans l'atmosphère (Schroeder et al 1987, Nriagu et Pacyna 1988). Les émissions d'origine anthropique de As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, V et Zn dans l'atmosphère dépassent en fait les émissions naturelles à l'échelle de la planète (Nriagu 1989). Deuxièmement, la mobilisation de métaux comme le Al, le Cd et le Zn à partir des substances métallifères des bassins versants est accrue par l'acidification des eaux souterraines de faible profondeur (LaZerte et al, sous presse). Troisièmement, l'acidification des eaux lacustres altère le comportement biogéochimique de plusieurs métaux dans les lacs, ce qui amène souvent un accroissement des concentrations aqueuses des formes métalliques présentes dans les organismes (Yan et Dillon 1984; Campbell et Stokes 1985; Dillon et al 1988a; Winfrey et Rudd, sous presse).

4.1c.3 MERCURE

Il n'existe pas de preuve directe que l'accroissement des concentrations de Hg chez les poissons résulte du transport à grande distance et du dépôt de polluants. L'échantillonnage et l'analyse systématique de poissons prélevés dans des lacs aux eaux acides n'a pas commencé avant la fin des années 70 et les séries de données actuelles portent sur des périodes trop brèves pour qu'il soit possible de détecter un changement résultant du dépôt de polluants. Toutefois, plusieurs éléments donnent indirectement à penser que les concentrations de Hg dans les poissons ont augmenté soit à la suite d'un accroissement de l'apport en Hg d'origine aéroportée au lac, soit à la suite d'une altération des facteurs qui affectent la formation et l'accumulation du méthylmercure dans les poissons.

Le mercure se déverse dans les lacs par l'intermédiaire des précipitations et des eaux de ruissellement. Dans les lacs de tête tempérés, les précipitations apportent directement au lac environ la moitié des concentrations de Hg, les eaux de ruissellement fournissant le reste (Iverfeldt et Johansson 1988; Mierle, sous presse). Le mercure présent dans les eaux de ruissellement peut provenir soit des précipitations, soit de l'altération chimique de minéraux primaires. L'importance relative des deux mécanismes est inconnue mais il suffit que 10 % du Hg contenu dans les précipitations atteignent les cours d'eau pour expliquer la présence de l'ensemble du Hg dans les eaux de ruissellement (Mierle, sous presse). Il semble donc probable que la majeure partie du Hg qui arrive dans les lacs des bassins versants provient du transport atmosphérique et non pas de l'altération de minéraux.

Le Hg contenu dans l'atmosphère provient à la fois d'activités anthropiques et de mécanismes naturels. Les volcans, le dégazage des minéraux et des sols ainsi que les émissions océaniques constituent les sources naturelles les plus importantes (Norton et al, sous presse). Les principales émissions liées à des activités humaines proviennent des endroits où sont fabriqués des produits chloro-alcalins, des fonderies, des usines de peinture, des rebuts municipaux ainsi que ce qui est produit par la combustion de combustibles fossiles (Andren et Nriagu 1979; Hocking 1979). Les concentrations de Hg dans l'atmosphère sont actuellement environ le double de ce qu'elles étaient avant l'ère industrielle (Norton et al 1989). Les concentrations de Hg dans les poissons ont donc peut-être tout simplement augmenté de façon proportion nelle au dépôt de Hg provenant de l'atmosphère.

Deux types d'information portent à croire que les dépôts de substances acides ont également augmenté les concentrations de méthylmercure dans les poissons. Les études effectuées dans des zones géographiques restreintes, c'est-à-dire dans des régions où les dépôts de Hg en suspension dans l'atmosphère sont uniformes, indiquent que la concentration de Hg dans la chair des poissons augmente généralement de façon proportionnelle à l'acidité de l'eau des lacs. Ce processus a été observé chez le brochet en Suède (Björkland et al 1984; Håkanson 1980) et en Ontario (Wren et al, soumis), chez l'omble de fontaine (Sloan et Schofield 1983), le meunier noir (Hamilton et Haines 1989) et la perchaude (Cope et al, sous presse) aux États-Unis, ainsi que chez la perchaude (Suns et al 1987), l'achigan à petite bouche (McMurtry et al 1989), le crapet soleil (Lepomis gibbosus) (Wren et MacCrimmon 1983) et l'omble de fontaine ainsi que le meunier noir (Kelso et Gunn 1984) dans le centre-sud de l'Ontario. Ce processus a également été confirmé sur une base expérimentale. L'acidification expérimentale du lac Little Rock dans le Wisconsin a entraîné une augmentation notable des concentrations de Hg dans la chair des perchaudes (Wiener et al, sous presse).

D'autres paramètres que l'acidité peuvent également être corrélés aux concentrations de Hg dans les poissons et, à l'échelle d'une province, ils peuvent expliquer une plus grande proportion de la variabilité inter-lacs que l'acidité des eaux lacustres. Par exemple, la concentration en carbone organique dissous (COD), principalement des acides fulviques et humiques, offre le meilleur élément de corrélation du Hg pour plusieurs espèces de poissons (McMurtry et al 1989; Wren et al, sous presse). Dans les inventaires géographiques de large portée, de tels facteurs naturels peuvent masquer les effets de l'acidité observés dans des études effectuées dans des zones de plus petite superficie. Une bonne partie des informations disponibles sur l'influence qu'exerce la chimie aquatique sur les concentrations de Hg dans les poissons provient de tels inventaires. La complexité de leur interprétation a fait qu'il a été impossible d'élaborer une hypothèse généralement acceptée pour expliquer l'augmentation des concentrations de Hg observée actuellement dans les poissons (Winfrey et Rudd, sous presse; Richman et al 1988).

Même si l'accroissement des concentrations de Hg dans les poissons n'a pas été complètement expliqué, ses conséquences sont évidentes en ce qui concerne la

consommation des poissons. Depuis 1976, le gouvernement de l'Ontario procède dans toute la province à des évaluations des niveaux de contamination des filets de poisson et en publie les résultats dans des guides de consommation. Dans la plupart des lacs, les plus grands des poissons d'intérêt sportif sont caractérisés par des concentrations supérieures à la norme de 0,5 ppm fixée pour une consommation humaine sans restriction. Par exemple, plus de 90 % des populations d'achigans à petite bouche et de dorés jaunes ainsi que plus de 60 % des populations de touladis échantillonnées contiennent des concentrations telles que le gouvernement a assujetti leur consommation à des restrictions au moins partielles. Près d'un tiers des populations de dorés échantillonnées, en ce qui concerne les plus grands spécimins, sont totalement interdites à la consommation humaine. La contamination du poisson par le Hg a donc notablement réduit l'importance des ressources comestibles en Ontario.

Les animaux piscivores peuvent être intoxiqués aux concentrations de Hg observées fréquemment dans les poissons d'intérêt sportif. L'augmentation des concentrations de Hg qui sont fréquemment observés dans les poissons canadiens pourrait donc menacer la santé des oiseaux et des mammifères qui consomment ces poissons. Des prédateurs, comme les aigles, les huards, les martres et les loutres, peuvent sans aucun doute accumuler du Hg dans le cadre de leur alimentation habituelle. La survie de la martre est affectée à des concentrations alimentaires de Hg de 1 $\mu g.g^{-1}$ de poids humide (Wren et al 1987a et b). La reproduction des huards du bassin hydrographique des rivières English et Wabigoon dans le nord-ouest de l'Ontario, un bassin contaminé par du Hg provenant d'une source ponctuelle localisée, a été affaiblie alors que les concentrations de Hg dans ces proies (poissons et écrevisses) n'atteignaient que 0,3 à 0,4 $\mu g.g^{-1}$ (Barr 1986). De telles concentrations sont fréquemment relevées dans les poissons d'intérêt sportif pêchés au Canada mais l'on n'a pas étudié de façon complète les concentrations de Hg présentes n'ont pas été étudiées en profondeur dans les petits poissons, qui sont préférés par les huards. Les concentrations de Hg dans les tissus du foie de jeunes becs-scies à Algoma étaient en moyenne de 1,1 $\mu g.g^{-1}$ (Scheuhammer, soumis), un seuil comparable à ce qui est trouvé chez les oisillons de huards capturés dans la région des rivières English-Wabigoon contaminées par du Hg (Barr 1986).

Malheureusement, il n'est pas encore possible d'évaluer la portée géographique ou les conséquences de l'intoxication au Hg pour la faune canadienne. Il reste en effet à quantifier les liens entre l'acidité de l'habitat, les concentrations de Hg dans les aliments habituellement ingérés et la santé des animaux piscivores. Les concentrations de mercure chez les oiseaux et les mammifères des régions du Canada où les lacs sont bien tamponnés sont certainement plus faibles que celles qui ont été observées dans les régions où les eaux lacustres sont généralement douces (Glooschenko et al 1986; Wren et al 1986). Toutefois, des inventaires locaux effectuées dans des régions où les eaux des lacs sont douces révèlent que les concentrations de Hg chez la martre et la loutre (Wren et al 1986), ainsi que dans les oeufs de garrot commun (Eriksson et al 1989), d'autres espèces de canard (Scheuhammer, soumis) et d'aigle pêcheur (Eriksson 1986) à proximité des lacs acides, ne sont pas significativement plus importantes que chez les

espèces qui fréquentent des lacs non acides. Il faut noter que ces espèces sont mobiles et que la diète ne repose probablement pas exclusivement sur les ressources alimentaires d'un seul lac. Il est nécessaire de procéder à une analyse complète des charges de Hg chez les types et les tailles de proies normalement consommées par certains piscivores pour pouvoir évaluer dans quelle mesure la santé des piscivores sensibles du Canada est menacée. En ce qui concerne les huards, une telle étude devrait surtout porter sur les concentrations de Hg dans les poissons de 10 à 250 g (Barr 1973, 1986).

4.1c.4 CADMIUM ET AUTRES MÉTAUX

Campbell et Stokes (1985) offrent un cadre de référence utile pour l'analyse des effets de l'acidification sur l'accumulation de métaux autres que Hg. Ils ont émis l'hypothèse que la disponibilité des métaux pour les organismes aquatiques dépend des réductions du pH d'une de deux manières possibles. En ne tenant pas compte des phases d'adsorption des oxydes, les métaux de type 1 (par exemple Cd et Zn) subissent peu de changements de spéciation dans la gamme de pH de 7 à 4 et leur affinité pour les surfaces biologiques est relativement faible. Pour ces métaux, l'acidification devrait se traduire par une réduction de la bio-accumulation parce que les protons empêchent les métaux de se fixer sur les sites d'adsorption des surfaces biologiques dans les lacs acides. Pour les métaux de type 2 (par exemple Pb), les réductions de pH devraient amener un accroissement de la disponibilité des métaux.

La validité du cadre développé par Campbell et Stokes a été confirmée empiriquement à de nombreuses reprises depuis qu'il a été proposé. Harrison et al (1986) ont montré qu'une baisse du pH de 7 à 5 réduit le flux de Zn, Fe et Mn dans les algues. Yan et al (sous presse a) ont montré que le zooplancton des lacs de l'Ontario, qui ont un pH approximativement neutre présente de plus fortes concentrations de Al, Mn et Fe que les lacs à pH <5. Bendell-Young et Harvey (1988) ont prouvé que les larves de chironomidés des lacs acides de l'Ontario présentaient des concentrations de Zn et de Cu inférieures à celles trouvées dans les animaux de lacs moins acides. Hall et al (1988) ont établi que les concentrations de Ca, Al et Mn chez les éphémères et les mouches noires tolérant l'acidité déclinent lorsqu'ils sont transférés de cours d'eau, dont le pH est de 6,2, à des cours d'eau dont le pH est de 4,2. Enfin, Krantzberg et Stokes (1988) ont noté que les concentrations de Pb (un métal de type 2) chez les chironomidés s'accroissaient de façon monotone avec la baisse du pH dans les lacs de l'Ontario alors que les concentrations de Cd, Al, Cu et Ni chez ces insectes diminuaient dans les lacs dont le pH était <5.

Malgré tous les éléments qui confirment l'hypothèse de Campbell et Stokes, il est maintenant manifeste que l'accumulation de Cd chez les biotes aquatiques ne peut être comprise sans tenir compte des changements dans les concentrations aqueuses totales de Cd qui accompagnent la baisse du pH des eaux lacustres. Campbell et Stokes ont explicitement évité de tenir compte des concentrations totales de métaux. Les concentrations aqueuses totales de Cd augmentent de façon radicale lorsque les eaux

s'acidifient (Stephenson et Mackie 1988b). Par conséquent, les concentrations de Cd chez les amphipodes (Stephenson et Mackie 1988a), les chironomidés (Krantzberg et Stokes 1988), les moules (Campbell et Evans 1987) et le zooplancton (Yan et al, sous presse c) des lacs de l'Ontario s'accroissent quand le pH des eaux tombe de plus de 6 à une valeur comprise entre 5 et 6. Toutefois, les concentrations de Cd chez le zooplancton (Yan et al, sous presse b et c) et les invertébrés benthiques (Krantzberg et Stokes 1988; Hall et al 1988) diminuent lorsque le pH chute en dessous de 5, et ce, malgré un accroissement supplémentaire de la concentration aqueuse de Cd. En résumé, l'accumulation de Cd dans les récepteurs biologiques réagit de façon non linéaire à l'acidification en augmentant lorsque le pH chute en dessous de 6 puis en diminuant lorsqu'il tombe en dessous d'environ 5.

A l'exception du Hg, il n'existe guère de métaux montrant que l'acidification entraîne un accroissement des concentrations dans les poissons au Canada. Une relation entre l'acidité et les concentrations de Pb dans les poissons a été détectée chez la perchaude (Suns et al 1987) mais non chez l'omble de fontaine ou le meunier noir (Kelso et Gunn 1984). Bendell-Young et al (1986) et Suns et al (1987) n'ont observé aucune corrélation entre les concentrations de Cd dans les poissons et l'acidité des eaux lacustres. Toutefois, de telles corrélations ont été constatées ailleurs (Andersson et Borg 1988). Les oiseaux, quant à eux, absorbent davantage de Cd et de Pb lorsque la teneur en Ca dans leur alimentation est faible (Scheuhammer, soumis). Puisque les proies qui se caractérisent par une forte demande en Ca sont en général vulnérables en milieu acide (mollusques, écrevisses, Daphnia), les oiseaux qui se nourrissent dans les lacs acides n'absorbent peut-être pas suffisamment de Ca. La consommation de Cd et de Pb pourrait donc augmenter en conséquence.

L'alimentation des orignaux est basée principalement sur les macrophytes aquatiques. Comme ces plantes peuvent accumuler le Cd présent dans le milieu (Miller et al 1983) et que les orignaux bioaccumulent du Cd par l'intermédiare de leurs aliments (Frank 1986), les concentrations de Cd chez les orignaux sont importantes dans les régions où les taux de dépôt de Cd atmosphérique sont élevés (Froslie et al 1986; Crête et al 1987). En fait, les concentrations de Cd sont souvent si élevées dans le foie et les reins des orignaux de l'est du Canada que leur consommation est déconseillée au Manitoba, en Ontario, au Québec, au Nouveau-Brunswick et à Terre-Neuve (Crête et al 1987; Glooschenko et al 1988; Ecobichon et al 1988; Wotton et McEachern 1988; Brazil, communication personnelle).

Même si des différences peuvent être relevées entre les régions en ce qui concerne les concentrations de Cd dans les orignaux de l'Ontario, il a été impossible de les attribuer uniquement à la sensibilité des habitats à l'acidification. Glooschenko et al (1988) mentionne que les animaux qui vivent dans les zones sensibles à l'acidification du parc Algonquin présentent les concentrations les plus élevées de Cd dans le foie et les reins qu'il leur ait été donné de constater lors de leur étude. Toutefois des animaux provenant de deux sites où les sols sont bien tamponnés, présentaient en fait des concentrations

de Cd dans leurs organes supérieures à celles qui ont été relevées dans des animaux provenant de deux autres sites faiblement tamponnés. Dans la majorité des lacs étudiés en Ontario, les concentrations de Hg dans les gros poissons d'intérêt sportif dépassaient 0,5 $\mu g.g^{-1}$ de poids humide, la norme canadienne pour une consommation sans restriction. Les concentrations de mercure sont également importantes dans les poissons qui ne font pas l'objet d'une pêche sportive, surtout dans les lacs acides. Ce phénomène n'a pas encore été complètement expliqué mais il est probable qu'il résulte d'une augmentation des dépôts atmosphériques de mercure et d'une exposition croissante des poissons des lacs les plus acides au méthylmercure. L'accroissement des concentrations de mercure dans l'alimentation constitue une menace pour les mammifères et les oiseaux piscivores du Canada. Toutefois, l'importance de cette menace n'est pas encore connue.

4.2 QUELLE PARTIE DES SYSTEMES AQUATIQUES DANS CHACUN DES RÉGIONS DU CANADA SUBIRONT UN PRÉJUDICE (CHIMIQUE OU BIOLOGIQUE) EN ETANT EXPOSÉE A UNE CHARGE CIBLE DE 20 KG DE $SO_4^{2-}.ha^{-1}.an^{-1}$?

Résumé : La charge «critique» correspond au niveau de dépôt humide de SO_4^{2-} qui n'entraîne pas de modifications des eaux réceptrices préjudiciables à la fonction et à la structure de l'écosystème. Ce dépôt critique est déterminé par rapport à un seuil de pH. Au début des années 80, les pertes en espèces de poissons d'intérêt sportif ont servi de point de référence (correspondant à un seuil de pH de 5,3) et cela a conduit à la détermination de la charge cible actuelle de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ dans les dépôts humides de SO_4^{2-}. Dans le cas d'un dépôt uniforme de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, les modèles d'équilibre chimique indiquent que le pourcentage de lacs acides et de lacs présentant un CNA faible sera beaucoup plus important que ce qui est observé actuellement dans toutes les sous-régions de l'est du Canada, à l'exception du centre-sud de l'Ontario et du sud-ouest du Québec. Le fait qu'une telle charge cible ait été retenue ne devrait pas amener à conclure qu'un accroissement des dépôts actuels jusqu'à un maximum de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ n'entraînera pas des effets préjudiciables supplémentaires sur les milieux aquatiques.

L'analyse des informations actuellement disponibles sur les effets des dépôts acides sur les organismes aquatiques (partie 4.1b) conduit maintenant à considérer qu'un pH=6 constitue un seuil chimique plus pertinent pour la définition des charges critiques. Au-dessus de ce seuil, la plupart des organismes aquatiques ne craignent rien. Toutefois, une charge critique ne peut être déterminée sans tenir compte du fait qu'il existe un pourcentage notable de lacs dont le pH d'origine était égal ou inférieur à 6 dans certaines régions de l'est du Canada (principalement dans les provinces atlantiques), et ce, même avant toute intervention humaine. L'utilisation de modèles à d'équilibre chimiques permet de déterminer aussi bien des charges critiques que des charges cibles plus élevées, ces dernières laissant supposer des effets négatifs plus importants. Les charges critiques et cibles ainsi estimées ne tiennent pas compte des effets induits par une acidification épisodique sur les milieux aquatiques.

Les différences de sensibilité du sol font qu'il n'est pas pertinent de fixer une seule charge critique pour l'est du Canada. Cette dernière varie de <8 à >20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ (dépôt humide de SO_4^{2-}). Même si cela n'est pas systématique, les provinces atlantiques, y compris le Labrador et l'est du Québec, se caractérisent généralement par des charges critiques très faibles (<8 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$). Les caractéristiques physiographiques de cette région impliquent de considérer une charge critique très proche des niveaux

naturels de dépôt. Les lacs du sud-ouest du Québec et de l'Ontario ont des charges critiques qui vont de <8 à >20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, ce qui reflète les grandes différences de sensibilité du sol qui se manifestent dans chaque province.

4.2.1 LA CHARGE «CIBLE» - DÉFINITION, HISTORIQUE ET CONTRAINTES

L'imposition d'une charge «cible» constitue une conséquence qui perdure encore des activités d'évaluation du TADPA réalisées au début des années 80. Il est nécessaire de brièvement récapituler sur ce qui doit être pris en compte lors de la réévaluation de la valeur cible.

Tout d'abord, il faut établir une distinction entre une charge «cible» et une charge «critique». Cette dernière est un concept scientifique très récent, du moins en ce qui concerne les effets du TADPA. Même si ce concept continue d'évoluer, un consensus général s'est dégagé autour de sa définition:

> «Le niveau le plus élevé de dépôt de composés acidifiants qui n'entraînera pas de modifications chimiques produisant des effets préjudiciables à long terme sur la structure et la fonction d'un écosystème» (Commission économique pour l'Europe des Nations Unies).

D'un autre côté, une charge cible constitue un niveau de dépôt fixé par des instances politiques afin de protéger l'environnement. Elle tient compte de facteurs sociaux, techniques et économiques qui influent sur la possibilité d'arriver à des réductions d'émissions. La charge cible peut donc différer de la charge critique.

La définition de la charge critique citée ci-dessus admet que plusieurs polluants (par exemple à la fois S et N) peuvent contribuer aux effets observés. Toutefois, le SO_4^{2-} est la substance qui contribue le plus à l'acidification chronique des eaux canadiennes (voir partie 4.1a). Il est donc approprié de déterminer une charge critique pour les systèmes aquatiques sur la seule base de cette substance chimique. De plus, l'emphase a été et est actuellement mise principalement sur la réduction des dépôts de S (en limitant les sources de SO_2 d'origine anthropique) en considérant qu'il s'agit là du moyen le plus efficace de protéger l'environnement. L'analyse qui suit portera essentiellement sur la question du SO_4^{2-} même s'il est également important, à long terme, de déterminer une charge critique pour N et qu'il peut être encore plus urgent de le faire pour d'autres composantes (terrestres par exemple) de l'écosystème. Une étude préliminaire des charges critiques de N a été réalisée par Nilsson et Grennfelt (1988).

La détermination de la charge critique est fonction de la nécessité de prévenir les «effets nocifs» qui peuvent être définis dans le contexte de n'importe quel composante d'un écosystème. Toutefois, les spécialistes du domaine aquatique sont les mieux placés pour

préciser la charge critique ou y apporter des corrections puisque c'est dans ce domaine que les réactions induites par les dépôts sont les mieux compris. De plus, la protection des milieux aquatiques se traduira aussi dans une large mesure par une protection du reste de l'écosystème naturel compte tenu des interactions qui se produisent avec l'élément terrestre avant que les eaux ne s'écoulent le lac ou les rivières.

Les réactions biologiques et chimiques en milieu aquatique qui sont liées aux dépôts de SO_4^{2-} ont été examinées dans É.-U./Canada (1983). Il y est conclu que les régions recevant des quantités ≤ 17 kg.ha^{-1}.an^{-1} ne montrent pas de signes d'effets chimiques ou biologiques nocifs. Il faut remarquer à cet égard que, du fait des informations disponibles à cette époque, les «effets» ont généralement été évalués en termes de baisses épisodiques du pH, de pertes de populations de poissons ou de réductions des prises par les pêcheurs à la ligne et, dans quelques cas, sur la base d'indices de changements à long terme du pH, des concentrations de SO_4^{2-} ou du CNA des eaux lacustres. La charge critique déduite de ces observations a par ailleurs été précisée grâce au modèle CDR (Thompson, 1982). Ce dernier a permis d'estimer, dans le cadre des contraintes imposées par les hypothèses du modèle, «qu'une charge de 15-20 kg.ha^{-1}.an^{-1} de dépôt humide au SO_4^{2-} conserverait, sur une base annuelle, le pH des eaux de surface à une valeur $>5,3$ dans les bassins où la concentration de cations est ≥ 200 μeq.L^{-1} et où l'écoulement annuel est faible». Dans É.-U./Canada (1983), cette valeur de charge critique est assortie d'une restriction supplémentaire puisqu'il y est noté, que cette valeur varie au plan spatial, que les bassins très sensibles ne seraient pas protégés et qu'il faudrait s'attendre à ce que le problème soit réévalué à la lumière de nouvelles informations. C'est sur cette base que le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE) a adopté en 1983 une valeur de charge cible de 20 kg.ha^{-1}.an^{-1}. Un programme canadien de lutte contre les émissions, maintenant approuvé par tous les paliers de gouvernement concernés, a adopté comme principe directeur de parvenir à ramener les dépôts à ce niveau dans les régions sensibles du sud de l'Ontario et du Québec.

Ultérieurement, le CCRS (1986) s'est appuyé sur le modèle DFO-ESSA (Marmorek et al 1985) pour affirmer qu'un niveau de 20 kg.ha^{-1}.an^{-1} de dépôt humide de SO_4^{2-} pourrait entraîner, en mettant les choses au pire, la perte supplémentaire de 15 000 lacs (c'est-à-dire une acidification correspondant à un pH <5). Il a également avancé qu'il faudrait arriver à réduire les dépôts à 12 kg.ha^{-1}.an^{-1} pour garantir que d'autres lacs fortement sensibles ne seraient pas perdus et que le rétablissement de ceux qui sont actuellement acidifiés serait assuré. Toutefois, les instances politiques n'ont procédé à aucune réévaluation supplémentaire de l'importance ou de la répartition des réductions nécessaires dans les émissions de SO_2.

Les recherches effectuées au cours des dix dernières années permettent maintenant de déterminer des charges critiques beaucoup plus fiables qu'au début des années 80 et cela sera exposé dans les parties qui suivent. Il est à noter que l'estimation des charges critiques selon des critères scientifiques est l'objectif majeur de ce document bien que

des informations supplémentaires seront présentées afin de permettre aux instances gouvernementales de choisir des charges cibles différentes. La détermination des charges critiques repose sur un certain nombre de considérations et de contraintes.

Tout d'abord, l'extrême variabilité des caractéristiques physiques (géologie de la roche en place et des sédiments nonconsolidés, climat, hydrologie, végétation, etc.) constatée dans tout le Canada implique que les charges critiques sont spécifiques à un site donné. Il n'est pas approprié de définir une seule charge critique de SO_4^{2-} pour l'ensemble de l'est du Canada. C'est pour cette raison qu'ont été retenus les 22 groups de bassins hydrographiques tertiaires de l'est du Canada, en tant qu'unité de délimitation spatiale pour la détermination des charges critiques décrites ci-après (GR, voir partie 4.1a.2).

Deuxièmement, pour pouvoir préciser une charge critique, il faut fixer un seuil permettant de définir quand commencent «les effets nocifs pour l'écosystème et sa fonction». Un pH=6 a été retenu pour ce seuil (voir partie 4.2.1.1).

Troisièmement, comme c'était le cas en 1983, les réactions chimiques et biologiques épisodiques se produisant à un niveau de dépôt donné demeurent trop mal connues pour qu'il soit possible de préciser une charge critique tenant compte des événements épidosiques. Il demeure nécessaire d'estimer les charges critiques pour des conditions à l'équilibre dans le cadre desquelles les réactions chimiques et biologiques sont mieux connues. Les charges critiques qui tiennent compte des épisodes ne seront pas aussi élevées que celles qui sont indiquées ci-après.

Enfin, la charge critique est définie relativement aux dépôts humides de SO_4^{2-} alors que l'environnement réagit à l'ensemble des dépôts (humides + secs). Ainsi que l'ont relevé Henriksen et Brakke (1988), cela tient à des considérations pragmatiques. La charge limite actuelle de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ est exprimée en termes de dépôts humides de SO_4^{2-} et il est facile de mesurer de tels dépôts pour lesquels, de plus, un réseau national de surveillance est déjà en place. Il est donc possible d'évaluer directement dans quelle mesure les programmes de réduction d'émissions permettront d'amener les dépôts humides de SO_4^{2-} à des valeurs équivalentes ou inférieures aux charges critiques. Par conséquent, la charge critique pour une région donnée sera évaluée sur la base de l'ensemble des dépôts de SO_4^{2-}, puis la valeur sera ramenée en termes de dépôts humides compte tenu de l'importance relative des dépôts humides et secs. Dans l'éventualité de la mise au point de nouvelles méthodes simples et fiables de mesure des dépôts secs, la valeur critique pourra alors être exprimée en termes des dépôts totaux de SO_4^{2-}.

4.2.1.1 SEUIL CRITIQUE DE pH

La nécessité de définir un seuil critique en termes d'effets biologiques (par exemple disparition d'une espèce, réduction de la diversité, altération des structures de population, etc.) semble évidente. Toutefois, en pratique, de tels indicateurs biologiques ont été

exprimés en termes chimiques au moyen de fonctions de transfert appropriées (voir partie 4.1b et 4.3). Les informations dont disposaient les auteurs de É.-U./Canada (1983) pour définir des effets biologiques nocifs, portaient sur la disparition d'espèces d'intérêt sportif, ce qui, une fois converti en termes chimiques, donne un seuil de pH de 5,3, c'est-à-dire approximativement le pH nécessaire au maintien d'un système de neutralisation par les bicarbonates dans les lacs présentant de faibles concentrations en cations basiques. Les recherches effectuées par la suite sur le seuil de tolérance au pH de toute une gamme d'organismes aquatiques ont révélé que la fonction et la structure de l'écosystème aquatique sont d'ores et déjà largement affectés lorsque le pH approche de 5,3 (voir partie 4.1b) et qu'un pH d'environ 6 assure une meilleure protection des poissons et des autres organismes aquatiques.

Il est vrai semblable que même dans les conditions les plus naturelles, certaines eaux de surface présentaient un pH $\leq$6. La définition de la charge critique doit donc tenir compte de cette possibilité. Par conséquent, la définition pratique d'une charge critique pour les systèmes aquatiques utilisée ci-après sera : la valeur la plus élevée de dépôt en SO_4^{2-} qui n'augmente pas le pourcentage de plans d'eau dont le pH est $\leq$6. La conséquence nécessaire de cette définition est que la charge critique équivaudra aux dépôts naturels dans les régions comptant des lacs dont le pH d'origine était $\leq$6, même s'il faut prendre en considération les incertitudes qui règnent quant à la détermination de telles valeurs de pH.

Le choix d'un seuil de pH=6 ne signifie pas qu'aucun effet biologique n'existe au-delà de ce seuil. De fait, certains sont connus. Il faut considérer qu'il s'agit plutôt d'une valeur prudemment choisie en fonction des nombreux éléments d'information disponibles sur les effets. Il faut s'attendre à ce que les informations qui seront recueillies à l'avenir amènent une réévaluation de la valeur effective du seuil. Sur la base de la définition pratique de la charge critique fournie précédemment, tous les lacs estimés avoir eu un pH $\leq$6 en présence des dépôts préindustriels ont été exclus du calcul de la charge critique bien qu'ils subiront également des effets biologiques à mesure que leur acidité s'élèvera. Enfin, les valeurs de charge cible établies au moyen de cette définition ainsi que la valeur de seuil refléteront les pourcentages de lacs où le seuil est dépassé mais non pas le degré absolu auquel il est dépassé (par exemple si une charge cible donnée amènera un changement du pH médian de 0,2 ou de 0,8 unité pour un sous-ensemble de lacs). De telles informations existent mais leur discussion sort du cadre du présent document.

4.2.2 CONSÉQUENCES CHIMIQUES D'UNE CHARGE DE 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$

Des modèles d'équilibre chimique pour déterminer l'acidité des eaux lacustres (CNA et pH) pouvant résulter de diverses intensités de dépôts de SO_4^{2-}, y compris la valeur cible actuelle de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ (voir partie 4.3.1). Des prévisions ont été établies pour les lacs échantillonnés à partir de chacun des GR pour lesquels des données étaient disponibles et qui présentaient l'ensemble des paramètres de qualité de l'eau, y compris

le COD (le Cl^- n'est pas essentiel pour les données de l'Ontario). Le rigueur des critères de sélection de données est à l'origine de l'élimination d'une forte proportion de l'ensemble de données, mais cette rigueur permet toutefois d'établir une comparaison directe entre les conditions observées et celles prédites au moyen du modèle. Par conséquent, les distributions de données décrites ci-après ne s'appliquent qu'aux sous-ensembles de lacs choisis. Il faut se souvenir que ces prévisions sont fondées sur un dépôt total supérieur à 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ puisque les dépôts secs y ont été ajoutés. Les dépôts secs sont considérés représenter 15 % du dépôt total dans l'est du Canada (voir partie 3 du présent document), sauf pour le GR 19 (Sudbury-Noranda) où les dépôts secs sont approximativement équivalents aux dépôts humides (Dillon et al 1982) et le GR 2 (partie centre-est de la Nouvelle-Écosse) où ils atteignent 35 % du total (Shaw 1982).

La figure 4.2.1 montre, sur la base des modèles d'équilibre chimique (partie 4.3), quels seraient les effets d'un dépôt humide en SO_4^{2-} de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ sur la distribution du CNA pour chaque GR, comparativement à ce qui était prévu à partir des dépôts observés. L'écart prononcé, qui est observé dans la réponse des GR à un dépôt uniforme, révèle qu'il n'est pas approprié de retenir une valeur unique pour la charge critique. Il faut toutefois remarquer que l'élaboration du Programme canadien de contrôle des émissions, a été basée sur l'hypothèse qu'en ramenant les dépôts à 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ dans le sud de l'Ontario et le Québec, les niveaux de dépôt seraient également réduits dans les provinces atlantiques. Néanmoins, le choix d'une valeur unique tient pas compte du fait que la charge critique est influencée par la grande variabilité de la sensibilité du sol (voir partie 4.1a.1 et figure 4.1a.1), ce qui peut donner à tort l'impression que les régions qui reçoivent actuellement des quantités de dépôt inférieures à 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ peuvent tolérer un accroissement des dépôts alors que c'est en fait l'inverse qui est vrai. Par exemple, les GR 1 à 11 (les provinces atlantiques, l'extrême est du Québec et le Labrador) ainsi que le GR 13 (Saguenay) reçoivent actuellement des dépôts de SO_4^{2-} compris entre 6 et 15 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ (tableau 4.1a.2). Or la plupart sont caractérisés par des sols sensibles (sauf les GR 3 et 9) et la majeure partie des lacs échantillonnés ne sont pas acides (c'est-à-dire partie supérieure de la figure 4.2.1). La modélisation montre qu'en présence d'un dépôt de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ (partie inférieure de la figure 4.2.1), la distribution du CNA de ces lacs se caractériserait généralement par un déplacement vers des valeurs de CNA plus faibles, la proportion de lacs acides devenant plus élevée.

Le centre et le sud de l'Ontario ainsi que le sud-ouest du Québec (GR 14-19) reçoivent actuellement des dépôts humides (19-25 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$) proches de la valeur limite et il semble que l'uniformisation des dépôts à 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ ne se traduirait que par des changements mineurs dans les distributions du CNA. Des dépôts de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ n'entraîneront que de petites modifications de la distribution du CNA dans les zones où les facteurs géologiques rendent les conditions moins sensibles (c'est-à-dire le nord et le nord-ouest de l'Ontario, les GR 20 et 21; ainsi que la rive sud du Saint-Laurent, le GR 12; voir partie 4.1a.3.1).

Pour la plupart des GR, le pourcentage de lacs dont le CNA est ≤0, qui font partie des sous-ensembles de données se prêtant à une modélisation (c'est-à-dire qui présente l'ensemble des paramètres de qualité de l'eau), est semblable à celui obtenu à partir de l'ensemble des données (comparez la colonne 3 du tableau 4.2.1 avec la dernière colonne du tableau 4.1a.3). Il y a quatre exceptions : le GR 1 (sud de la Nouvelle-Écosse - Nouveau-Brunswick) et le GR 7 (nord et sud de Terre-Neuve), pour lesquels les lacs acides sont moins nombreux dans les sous-ensembles de modélisation, et le GR 19 (Sudbury-Noranda) ainsi que le GR 22 (nord du Québec) pour lesquels la situation est inversée. Les prédictions dérivées des sous-ensembles de modélisation ne sont pas considérées comme étant entachées d'une erreur systématique qui surévaluent les systèmes acides (par rapport à la base de données d'ensemble), sauf pour les GR 19 et 22.

La comparaison des colonnes correspondant aux pourcentages observé et prévu de lacs dont le CNA est ≤0 dans le tableau 4.2.1 permet de constater que, pour un dépôt uniforme de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, le pourcentage à l'équilibre de lacs acides sera beaucoup plus important que ce qui est actuellement observé pour tous les GR à l'exception de ceux qui sont situés dans le centre-sud de l'Ontario et dans le sud-ouest du Québec. En permettant un accroissement des dépôts jusqu'à concurrence de la charge cible actuelle, dans les provinces atlantiques et dans d'autres régions qui reçoivent <20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, une diminution à long terme du CNA surviendra dans [illegible] eaux lacustres, ce qui se traduira par des effets nocifs pour les organismes aquatiques. La principale incertitude porte sur le rythme auquel de tels effets se feraient sentir et non pas sur le fait qu'ils se fassent ou non sentir. Seuls les GR, où la géologie permet de générer une forte capacité de neutralisation des apports acides auraient <25% de leurs lacs présentant un CNA ≤50 $\mu eq.l^{-1}$ en présence de dépôts humides en SO_4^{2-} de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ (dernière colonne du tableau 4.2.1).

L'impact des dépôts sur le pH des lacs doit être prédit pour pouvoir établir des comparaisons avec la valeur seuil (pH=6) lors de la détermination d'une charge critique. Toutefois, il faut tenir compte de la possibilité que certains lacs aient toujours eu un pH ≤6. Il est à noter que, pour certains GR, le pourcentage de lacs entrant dans cette catégorie est effectivement élevé (la figure 4.2.2a fournit des exemples choisis). Cela s'explique probablement par la grande sensibilité du sol (c'est-à-dire de la faible capacité à fournir C_b* et CNA) et par des sources naturelles d'acides organiques (reflétées par le COD). La définition pratique retenue pour la charge critique étant un dépôt qui n'amène pas d'accroissement du pourcentage de lacs dont le pH est ≤6, il est donc important de considérer l'impact d'un dépôt de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ sur la distribution du pH, pour l'ensemble des données et pour les sous-ensembles de lacs dont le pH était >6 avant le début des apports anthropiques. Il est rare que les lacs situés dans les régions de faibles dépôts et de COD et qui sont caractérisés par des eaux très peu minéralisées présentent un pH ≤6 (par exemple les lacs de l'ouest des États-Unis, Landers et al 1987). Il est donc probable que ce sous-ensemble dont le pH pré-industriel était >6 est constitué

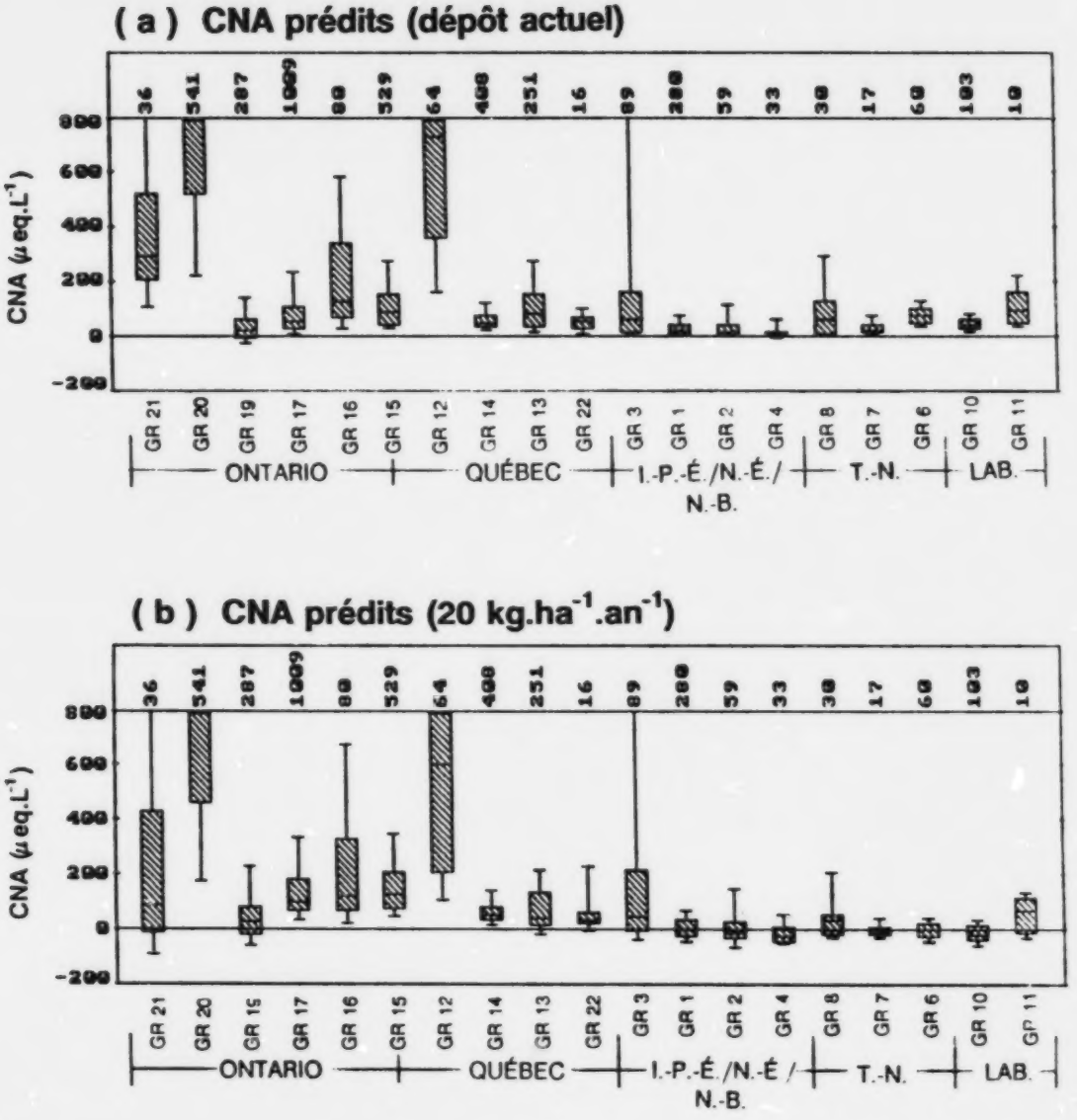


Figure 4.2.1 : Distribution des percentiles 10, 25, 50, 75 et 90 des CNA prévus pour les GR de l'est du Canada sur la base a) des dépôts actuels et b) de dépôts humides de SO_4^{2-} de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$.

Tableau 4.2.1 Pourcentage de lacs échantillonnés dans les GR de bassins tertiaires qui présentent des CNA égales ou inférieures aux valeurs spécifiques. Ces pourcentages incluent à la fois les valeurs observées dans le cadre des dépôts actuels et celles qui sont prévues au moyen de modèles d'équilibre chimique pour des dépôts de SO_4^{2-} humides de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. Seuls les lacs comportant suffisamment de données pour pouvoir les intégrer au modèle ont été inclus dans cette liste.

		Pourcentage observé (dépôt actuel)		Pourcentage prédit (20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ de dépôt humide en SO_4^{2-})	
GR #	n	CNA≤0	CNA≤50	CNA≤0	CNA≤50
1	280	14	83	49	84
2	59	10	80	59	85
3	89	1	43	32	55
4	33	36	85	73	88
6	60	0	32	52	95
7	17	6	77	71	100
8	30	7	47	30	70
10	103	1	61	69	96
11	10	0	30	30	40
12	64	0	3	3	8
13	251	2	35	16	57
14	408	0	54	7	46
15	529	1	29	1	14
16	80	0	23	5	24
17	1 009	5	47	4	16
19	287	33	72	37	66
20	541	0	1	2	4
21	36	0	0	28	47
22	16	6	44	13	69

de lacs où l'acidité a été peu influencée par les acides organiques naturels. La différence entre les distributions de pH prévues pour les dépôts naturels et les dépôts actuels peut être constatée en comparant les deux parties de la figure 2.2.2. Il est à remarquer que les distributions ne sont valables que pour les sous-ensembles de données modélisés et que celles qui correspondent aux dépôts actuels peuvent s'avérer légèrement différentes de celles observées en considérant l'ensemble de la base de données.

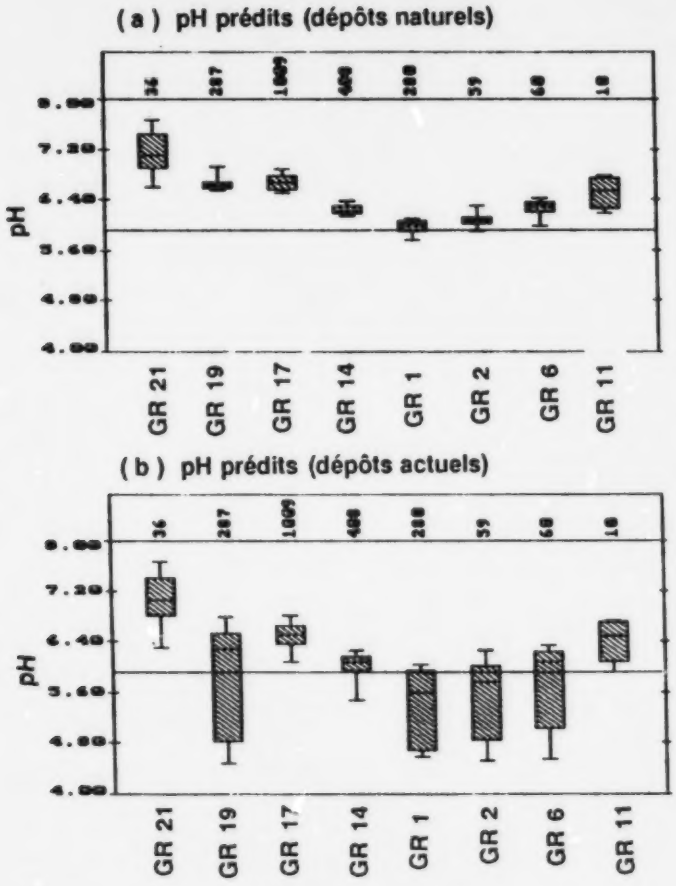


Figure 4.2.2 : Distribution des percentiles 10, 25, 50, 75 et 90 des pH à l'équilibre prédits pour des GR choisis en fonction a) de l'estimation des dépôts naturels et b) des dépôts actuels.

Au moyen de modèles à l'équilibre (voir partie 4.3), les lacs dont le pH pré-industriels est ≤6 ont été identifiés en basant les calculs sur des dépôts naturels spatialement variable, mais estimés de façon générale à 4-6 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. Le pourcentage de lacs se prêtant à une modélisation, dont le pH pré-industriel était ≤6 (cette notion sera dorénavant exprimée par «B % pH≤6») a était calculé et ce pourcentage est présenté au tableau 4.2.2. Pour les dépôts naturels, les distributions de pH s'inscrivent au sein d'une fourchette de valeurs relativement serrée par rapport à ce qui est prévu avec les dépôts actuels (par exemple figure 4.2.2). Le B % pH≤6 le plus élevé est observé dans les GR 1, 2 et 4 (52 %, 22 %, 42 % respectivement); tous les autres GR ont un B % ph≤6 inférieur à 13 %. Le tableau 4.2.2 donne également les valeurs de pH pour différents percentiles au sein des distributions de pH simulé déterminées pour un dépôt humide en SO_4^{2-} de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. Les 10e et 30e percentiles de la distribution modélisée du pH, pour tous les lacs de chaque GR (cas a dans le tableau 4.2.2), peuvent être comparés à la valeur de pH définissant la portion de la distribution d'ensemble qui est de 10 % ou de 30 %

supérieure au pourcentage de lacs, dont le pH était à l'origine ≤6 (c'est-à-dire la valeur percentile définie par B % pH≤6 + 10 % ou 30 % de n; cas b). Il est à noter que dans le reste de l'analyse, l'expression «en excès», lorsqu'elle sera utilisée en conjonction avec le pourcentage d'une distribution modélisée de pH indiquera un pourcentage de lacs ne tenant pas compte de B% pH≤6.

Tableau 4.2.2 Pourcentage de lacs modélisés pour lesquels il a été établi que le pH était ≤ 6 dans en présence des dépôts pré-industriels (c'est-à-dire B % pH ≤6). Les valeurs de pH, simulées au moyen de la charge cible de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ de dépôts humides de SO_4^{2-} pour différents percentiles au sein des distributions de pH, sont également présentées. Le cas «a» donne les 10^e et 30^e percentiles du pH pour n lacs alors que le cas «b» donne la valeur de pH correspondant à un dépassement de 10 % ou 30 % (de n) de B % pH ≤6 (voir explications dans le texte).

			Cas a		Cas b	
GR # %	n	B % ph ≤6	10^e	30^e	B % ph ≤6 + 10 %	B % pH≤ 6 + 30
1	280	52	4,5	4,6	5,7	5,9
2	59	22	4,3	4,4	4,4	4,6
3	89	7	4,0	4,4	4,1	5,5
4	33	42	4,6	4,7	4,7	5,1
6	60	12	4,3	4,5	4,4	4,5
7	17	0	4,8	4,9	identique au cas a	
8	30	3	4,6	4,7	4,6	5,9
10	103	13	4,0	4,2	4,1	4,2
11	10	0	4,0	4,0	identique au cas a	
12	64	0	6,3	6,9	identique au cas a	
13	251	1	4,4	5,9	4,4	5,9
14	408	2	5,6	6,0	5,7	6,0
15	529	0	6,2	6,4	identique au cas a	
16	80	0	5,6	6,4	identique au cas a	
17	1 009	0	6,2	6,4	identique au cas a	
19	287	0	4,4	4,7	identique au cas a	
20	541	0	7,0	7,4	identique au cas a	
21	36	6	4,0	4,0	4,0	5,2
22	16	6	4,6	5,9	4,8	6,0

La comparaison des cas a et b pour le GR 1 (sud de la Nouvelle-Écosse et Nouveau-Brunswick) montre que, même si la distribution d'ensemble du pH pour des dépôts inférieurs à 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ se caractérise par de forts pourcentages à des très faibles valeurs de pH (par exemple 30 % en dessous d'un pH=4,6), la proportion des lacs, dont le pH d'origine était supérieur à 6, ne décline qu'à des valeurs légèrement inférieures à un pH=6. Par contre, le pH des lacs, dont la valeur était à l'origine >6 dans les GR 2, 3, 4, 6, 10 et 21, est fortement abaissé lorsque les dépôts humides de SO_4^{2-} passent à 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ (c'est-à-dire que les valeurs de pH pour B % ph ≤6 + 10 % dans le cas b sont similaires à la 10e valeur percentile du cas a). Les GR 8, 13 et 22 se caractérisent par une situation intermédiaire. La chimie des eaux lacustres de différentes régions de l'est du Canada réagit différemment à une charge de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, ce qui se vérifie non seulement pour l'ensemble de données, mais aussi pour les lacs dont le pH d'origine était >6.

4.2.3 DÉTERMINATION DES CHARGES CRITIQUES EN SULFATE

Comme il a été mentionné à la section 4.2.2, des dépôts humides en SO_4^{2-} de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ produiront des niveaux de pH à l'équilibre inférieurs au seuil chimique pH=6 dans nombre de régions de l'est du Canada. La charge critique pour chacun des GR de bassins hydrographiques tertiaires a été déterminée au moyen du modèle chimique décrit dans la partie 4.3.1 où les régions comptant un nombre important de lacs dont le pH d'origine était ≤6 ont également été pris en considération.

La charge critique est établie en tenant compte du pH prévu pour toute une gamme de dépôts. Par exemple, la figure 4.2.3 montre la distribution prévue des pH dans le GR 14 (Laurentides) et le GR 19 (Sudbury-Noranda) pour une série de charges humides de SO_4^{2-} (c'est-à-dire 8, 10, 12, 14, 16, 18 et 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$). Il faut se souvenir que les dépôts totaux actuellement utilisés dans les modèles intègrent un facteur supplémentaire qui tient compte des dépôts secs (c'est-à-dire que 15 % du total est ajouté pour les Laurentides et 50 % du total est ajouté pour la région de Sudbury-Noranda). Pour le GR 14, si ≤10 % (en excès) des lacs échantillonnés doivent avoir un pH ≤6, la charge permettant de réaliser cet objectif peut être déterminée à partir de la figure 4.2.3, cette valeur étant de 12 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. Si l'objectif est d'arriver à au plus 25 % (en excès) de lacs présentant un pH≤6, cette valeur sera alors d'environ 18 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. De la même façon, si au plus 10 % (en excès) des lacs échantillonnés dans le GR 19 doivent présenter un pH ≤6, la charge nécessaire se situe alors entre 8 et 10 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$; une interpolation linéaire effectuée à l'intérieur de la base de données utilisée pour produire la figure 4.2.3, donne 8,8 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. Une fois encore, il faut noter que le «pourcentage en excès» indiqué ici représente le pourcentage du nombre total de lacs échantillonnés qui exclue les plans d'eau dont le pH d'origine était ≤6 (c'est-à-dire B % pH ≤6; voir partie précédente).

Le tableau 4.2.3 donne des estimations de charges cibles pour les dépôts humides de SO_4^{2-} qui font que 5, 10, 20, 30, 40 et 50 % (en excès) des lacs modélisés présentent un pH ≤6. Nous n'avons pas cherché à présenter des valeurs ≤8 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, puisque les

dépôts naturels considérés pour évaluer B % pH ≤6 ont été fixés à 4-6 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, ni les valeurs >20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, puisqu'il s'agit actuellement de la charge cible retenue. Conformément à la définition, la charge critique correspond au niveau de dépôts requis pour maintenir un pH de 6,0 dans tous les lacs qui présentaient un pH >6 à l'origine. Toutefois, pour les GR qui ont un faible n (<100), il n'est pas possible de déterminer un niveau de dépôts permettant d'arriver à <1 % (en excès), ce qui explique le seuil minimum de 5 % d'effets nocifs indiqués au tableau 4.2.3. Les charges cibles quantifient les effets sur l'environnement (c'est-à-dire un degré d'influence nocive de plus en plus élevé) qui sont suscités, pour une raison ou pour une autre (technologique, économique, etc.), par suite d'un dépôt à celui que les caractéristiques du sol désignent comme «critique».

Dans l'est du Canada, les charges critiques varient de <8 à plus de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ de dépôts humides de SO_4^{2-}. Les GR 1 à 11 (l'ensemble des provinces atlantiques y compris le Labrador et l'est du Québec) se caractérisent par des charges critiques très faibles, c'est-à-dire <8 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. Ces derniers ne sont probablement que légèrement supérieurs au chiffre estimé de dépôts naturels qui se situent entre 4 et 6 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. Les caractéristiques du sol de cette région sont à l'origine de la valeur très faible des charges critiques. Toutefois, la variabilité de ces caractéristiques peut engendrer des valeurs de charges cibles qui augmentent rapidement pour les niveaux d'effets nocifs les plus importants du tableau 4.2.3. Par exemple, il existe dans le nord de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick (GR 3) de grandes étendues agricoles peu sensibles où une charge cible de 11 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ se traduit par 20 % (en excès) des lacs modélisés présentant un pH ≤6, alors qu'une charge cible de 9 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ se traduit par un pourcentage similaire dans le sud de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick (GR 1). Une évaluation de la charge critique pour des unités géographiques plus petites mettrait en lumière cette variabilité, mais il se poserait alors un problème de disponibilité des données.

Les GR du sud-ouest du Québec et de l'Ontario présentent des charges critiques comprises entre <8 et >20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, ce qui reflète la grande gamme de sensibilité du sol qui caractérise ces régions. Pour le Québec, Dupont et Grimard (1989) ont proposé 10-15 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ après avoir analysé uniquement les données provinciales en prenant soin de noter qu'il serait nécessaire d'adopter la valeur la plus faible afin de pouvoir protéger les écosystèmes lacustres les plus sensibles. En Ontario, Dillon (communication personnelle) a déterminé qu'il faut retenir un chiffre de 8 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ dépôt total en SO_4^{2-}, la quantité de dépôts humides étant inférieure d'environ 15 %) pour pouvoir préserver un pH >6 dans tous les lacs sauf 2,5 %; une valeur de 15 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ (une fois encore exprimée en termes de dépôts totaux en SO_4^{2-}) permettant de protéger tous les lacs sauf 5 %. De la même façon, Schindler (1988) a avancé une fourchette de 9-14 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ après avoir procédé à un examen général des effets aquatiques. Sur la base d'un seuil de pH de 5,3 et en intégrant une certaine compensation pour tenir compte de l'augmentation des quantités de SO_4^{2-} causée par l'accroissement des cations basiques (c'est-à-dire F=0,2),

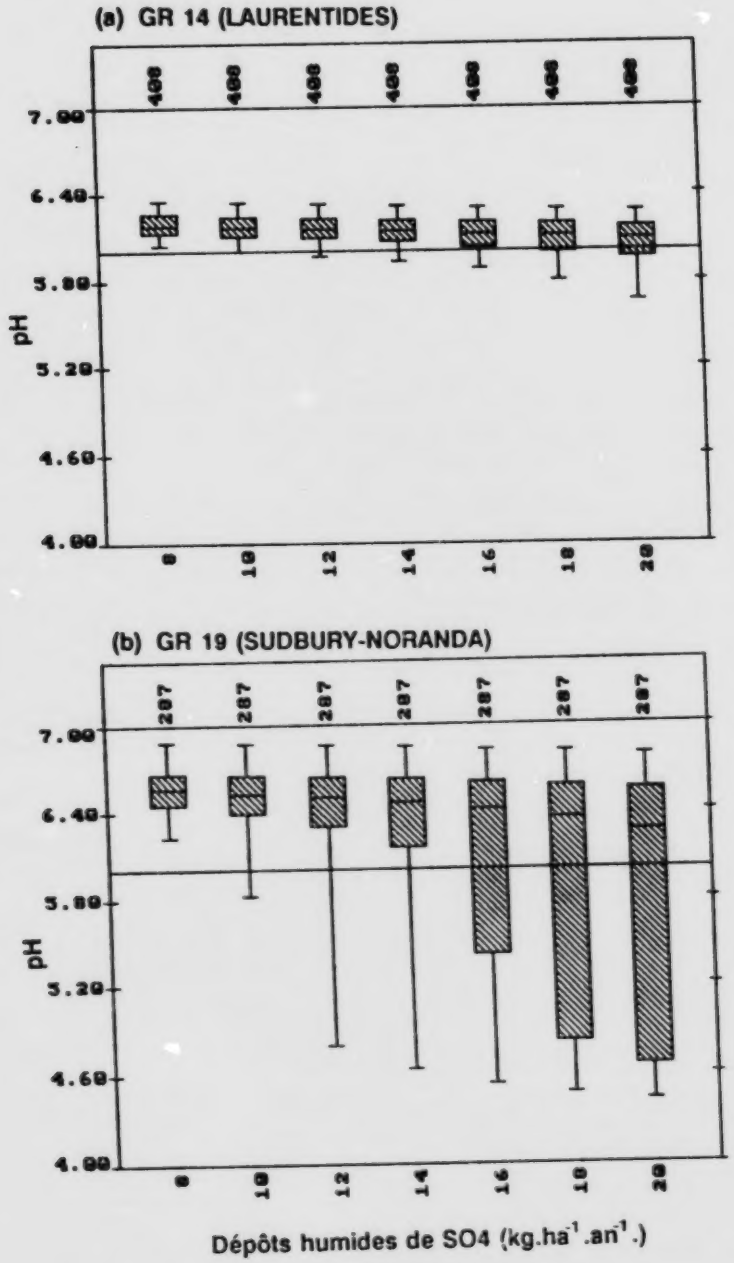


Figure 4.2.3 : Distributions prédites du pH pour: (a) le GR 24 (Laurentides), et (b) le GR 19 (Sudbury-Noranda) pour des dépôts humides de SO_4^{2-} allant de 8 à 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$.

Henriksen et Brakke (1988) ont déterminé des charges critiques de 9-17 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ pour les sous-régions du nord-est des États-Unis qui sont adjacentes au Canada. Compte tenu de la différence dans les critères d'évaluation, ces estimations des charges critiques concordent bien avec celles qui sont fournies dans le présent document. Il est clair que, pour nombre de régions de l'est du Canada, la charge critique est bien inférieure à la valeur cible actuelle de 20 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$.

Tableau 4.2.3 Dépôts humides de SO_4^{2-} nécessaires pour atteindre un pH inférieur ou égal à 6 dans 5, 10, 20, 30, 40 et 50 % des lacs échantillonnés dans les GR de l'est du Canada tel que défini dans la figure 4.1a.3 et le tableau 4.1a.2. Les percentiles sont en excès du pourcentage de lacs qui avaient un pH d'origine ≤6 (c'est-à-dire B % pH ≤6). Un dépôt de 5 % ne peut être attribué ou induit pour le GR 22 à cause de la faible valeur de n.

GR #	n	B % pH ≤ 6	5 %	10 %	20 %	30 %	40 %	50 %
1	280	52	<8	<8	9	16	>20	>20
2	59	22	<8	<8	<8	<8	8	12
3	89	7	<8	<8	11	18	>20	>20
4	33	42	<8	<8	9	13	16	>20
6	60	12	<8	<8	8	10	13	16
7	17	0	<8	<8	<8	<8	8	12
8	30	3	<8	<8	<8	18	>20	>20
10	103	13	<8	<8	<8	<8	8	10
11	10	0	<8	<8	<8	<8	10	10
12	64	0	13	>20	>20	>20	>20	>20
13	51	1	<8	9	17	19	>20	>20
14	408	2	9	12	17	>20	>20	>20
15	529	0	>20	>20	>20	>20	>20	>20
16	80	0	14	17	>20	>20	>20	>20
17	1 009	0	16	>20	>20	>20	>20	>20
19	287	0	<8	9	13	15	19	>20
20	541	0	>20	>20	>20	>20	>20	>20
21	36	6	<8	8	12	18	>20	>20
22	16	6	-	16	18	>20	>20	>20

Les informations du tableau 4.2.3 sont présentées de manière différente dans la figure 4.2.4. Pour les sous-régions de l'est du Canada, des charges critiques et des charges cibles de l'ordre de 4 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ sont exposées en fonction des effets nocifs, c'est-à-dire du pourcentage en excès par rapport au seuil pH=6. La longueur totale de chaque barre horizontale correspond à B % pH ≤6 et les régions pour lesquelles les barres sont les plus courtes présentent donc le plus fort pourcentage de lacs ayant un pH ≤6 dans des conditions naturelles de dépôt. La charge critique pour une région donnée se situe au sein de cette classe de dépôts (défini en ombré) qui touche l'axe vertical de gauche. De plus, la classe de dépôts d'une charge cible éventuelle peut être vérifiée à partir de l'ombré de la barre pour une sous-région donnée qui est située à la verticale et au-dessus d'un niveau d'effets nocifs choisi (par exemple 10 % (en excès) des lacs ayant un pH inférieur au seuil). La figure 4.2.4 illustre graphiquement le niveau d'effets nocifs plus important qui devrait être toléré dans les cas où des charges critiques plus élevées étaient considérées. Bien que les proportions fournies dans ce cas ne constituent pas des estimations de population (voir partie 4.1a.2.3), même le choix d'un niveau d'effet nocif de 10 % impliquera qu'un grand nombre de lacs ne pourront respecter le seuil critique de pH retenu. Dix pour cent de l'inventaire des lacs de >0,18 ha situés au sud du 52° de latitude nord et à l'est du 90° de longitude ouest équivalent à 79 558 lacs.

La figure 4.2.4 montre également le pourcentage en excès de lacs qui ne parviennent pas àatteindre le seuil dans le cadre des dépôts actuels et des dépôts prévus selon le scénario 4 (le scénario 4 correspond aux dépôts de SO_4^2 prévus lorsque tous les programmes canadiens et américains de contrôle des émissions de SO_2, dont la réalisation est prévue ou espérée, auront été concrétisés, voir partie 4.3.2). Les programmes de contrôle des émissions réduiront le pourcentage en excès de lacs qui ne peuvent respecter le seuil de pH retenu, et ce pour nombre de régions de l'Ontario et du Québec, même si le niveau d'effets nocifs demeure supérieur à 0 % dans la plupart de ces régions. Dans les provinces atlantiques, les projets actuels de contrôle des émissions n'entraîneront guère de modification de la situation présente. Seules 5 des 22 sous-régions de l'est du Canada parviendront à un niveau d'effets nocifs d'approximativement 0 % (en excès) dans le cadre du scénario 4.

ÉVALUATION DES CHARGES CRITIQUES ET CIBLES
SEUIL DE pH = 6,0

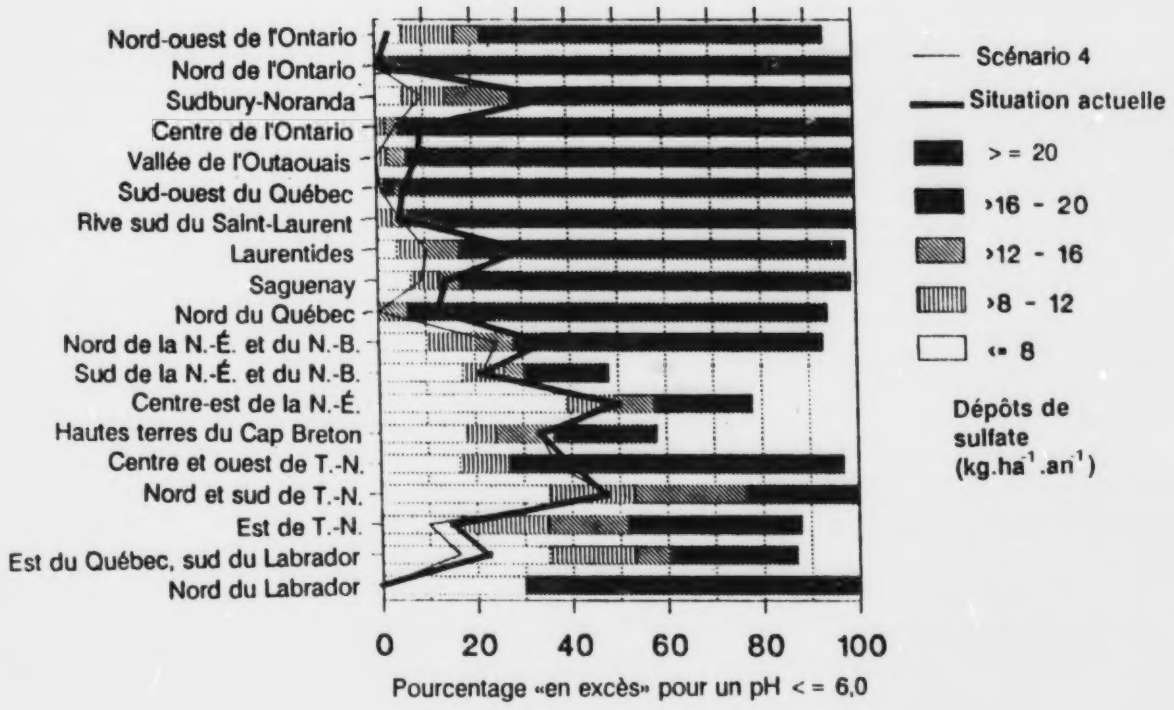


Figure 4.2.4 : Relation entre les dépôts humides de SO_4^{2-} (selon les classes de 4 kg.ha^{-1}.an^{-1}) et le pourcentage en excès de lacs présentant un pH ≤6. La figure révèle également le pourcentage en excès pour deux scénarios de dépôts (voir partie 4.3). La méthode d'interprétation est expliquée dans le texte.

4.3 QUELLES SONT LES CONSÉQUENCES FUTURES PREVUES DU TADPA SUR LES SYSTEMES AQUATIQUES ET QUEL EST LE RYTHME DE DÉTÉRIORATION OU DE RÉTABLISSEMENT ?

Résumé : Les effets aquatiques prévus dans le cadre de quatre scénarios de dépôt en SO_4^{2-} ont été évalués au moyen de modèles mathématiques. Le scénario 1 correspond au niveau moyen de dépôts observés entre 1982 et 1986; le scénario 2 au niveau de dépôt prévu en 1994 lorsque le programme canadien de contrôle des émissions de SO_2 sera pleinement réalisé; le scénario 3 représente le scénario 2 augmenté de la phase 1 du programme américain de réduction (1995) proposé par le président Bush; et le scénario 4 représente le scénario 3 augmenté de la phase 2 du programme américain de réduction (2001).

L'incidence régionale de la réalisation des quatre scénarios de dépôt a été évaluée grâce à six modèles d'équilibre chimique intégrant les connaissances les plus récentes à l'intérieur du cadre d'un système expert. Les erreurs relatives moyennes des prévisions du CNA lacustre se situent entre 19 % et 33 %. De façon générale, la chimie des eaux lacustres s'améliorera à mesure de la réduction des dépôts de SO_4^{2-}. Le degré d'amélioration dépend de la réduction du dépôt acide et de la capacité des sols à neutraliser la charge acide. Il existe des régions, surtout dans les provinces atlantiques, où certains lacs sont caractérisés par une très faible concentration de cations basiques et des quantités suffisantes d'acides organiques naturels qui permettent d'expliquer la présence de pH pré-industriels ≤ 6. De tels lacs doivent être étudiés séparément lorsqu'il s'agit de prévoir les effets par rapport à un seuil biologique pH = 6.

Les modèles portent à croire que c'est principalement en Ontario et au Québec que la mise en oeuvre du programme canadien de réduction des émissions de SO_2 amènera des améliorations de la chimie des eaux lacustres. Par exemple, dans le cadre du scénario 2, la région de Sudbury-Noranda abritera 18 % des lacs modélisés dont le pH est ≤ 6 par rapport à 38 % dans le cadre du scénario actuel. Cette région bénéficiera également du programme de réduction proposé par les Américains; le pourcentage de lacs modélisés dont le pH est ≤ 6 passera à 13 % pour le scénario 3 et à 10 % pour le scénario 4. L'extrapolation proportionnelle de ces pourcentages modélisés à l'ensemble des 45 113 lacs de >1 ha de la région (partie 4.1a), permet d'estimer à $>17\,000$, $>8\,000$, $>5\,000$ et $>4\,000$ le nombre de lacs dont le pH est ≤ 6 pour les scénarios 1 à 4 respectivement.

De la même façon, une amélioration de l'écosystème biotique est prévisible. Par exemple, 21 % des lacs modélisés de la région des Laurentides, au Québec, dépassent le seuil nocif pour les poissons (c'est-à-dire qu'une

réduction de 10 % de la diversité des espèces ichtyologiques y est constatée) dans le cadre du scénario 1. Cette proportion est ramenée à 14 %, 11 % et 8 % des lacs respectivement pour les scénarios 2, 3 et 4. Par contre, les modèles ne prévoient guère d'amélioration de la diversité des espèces icthyologiques pour certaines régions. Par exemple, 59 %, 54 %, 51 % et 47 % des lacs modélisés dépassent le seuil d'effets nocifs pour les poissons dans le sud de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick pour les quatre scénarios respectivement. Toutefois pour le nord de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick, ces pourcentages sont de 36 %, 30 %, 26 % et 25 % respectivement. Cette importante variation dans la réaction des espèces ichtyologiques révèle que les effets biologiques nocifs dépendent dans une large mesure des caractéristiques du sol telles que la capacité de neutralisation des sols, parfois plus que des dépôts de SO_4^{2-}.

Le temps qu'il faut aux lacs pour voir leur pH se rétablir dépend lui aussi davantage des caractéristiques du sol que des niveaux de dépôt. Sur la base de modèles dynamiques calibrés au moyen de données provenant de plusieurs bassins canadiens, il est estimé que des bassins tels que ceux des lacs Turkey à Algoma, en Ontario, pourraient mettre de 50 à 100 ans pour parvenir à un nouvel état d'équilibre une fois les programmes de réduction d'émissions mis en oeuvre, bien que l'amélioration de la qualité de l'eau (augmentation du pH et du CNA) sera apparente presque immédiatement du fait de la nature asymptotique de la réaction. Puisque ces modèles exigent une vaste base de données, il n'a été possible de les utiliser que dans une mesure limitée.

4.3.1 MÉTHODES DE MODÉLISATION

Depuis le début des années 80, les modèles mathématiques sont utilisés pour évaluer les conséquences de la pollution du TADPA pour les systèmes aquatiques (par exemple É.-U./Canada 1983). Les premiers modèles, comme par exemple le modèle du taux d'appauvrissement en cation (CDR, Thompson 1982), étaient simples et consistaient en des modèles à l'équilibre. Dans un tel modèle, le CNA du lac est à l'équilibre avec la charge de sulfate. Si les dépôts de sulfate changent, il faut calculer un nouvel équilibre pour le CNA. Dans le modèle CDR, le nouvel équilibre est régi par une seule constante empirique, le facteur F, qui correspond au rapport du changement de la concentration en cations majeurs (pour lesquels une approximation est souvent obtenue sur la base de $Ca^{2+} + Mg^{2+}$) et du changement de concentration de SO_4^{2-}* dans les eaux lacustres. Un facteur F important traduit une grande capacité à neutraliser les apports acides. Même si ce modèle permet d'obtenir des prévisions raisonnables dans la mesure où un facteur F approprié est considéré (Henriksen 1982; Thompson 1986), il est manifestement impossible de représenter tous les mécanismes d'acidification au moyen d'une seule constante.

Au cours des dix dernières années, deux méthodes principales de modélisation se sont imposées. L'une consiste à continuer de raffiner les modèles à l'équilibre en y intégrant des mécanismes plus précis (par exemple Marmorek et al 1985; Schnoor et al 1986; Dupont et Grimard 1989); l'autre consiste à mettre au point des modèles pouvant simuler les modifications dynamiques qui surviennent dans les concentrations chimiques au niveau des horizons de surface des sols et dans le lac. La mise au point de modèles temporels a été particulièrement rapide (par exemple Christophersen et al 1982; Chen et al 1983; Cosby et al 1985; Schnoor et al 1986; Kamari 1985; Booty et Kramer 1984; Lam et al 1986). Ces modèles établissent des prévisions non seulement au sujet de la concentration à l'équilibre dans le lac, mais aussi à propos du temps de réponse et de la voie chimique à emprunter. Ils devraient donc s'avérer utiles pour ce qui est d'apporter des réponses à la problématique des impacts futurs.

Toutefois, plusieurs facteurs nous empêchent d'utiliser pleinement les modèles temporels dans le cadre d'une analyse de l'incidence à l'échelle régionale. Tout d'abord, il faut généralement plusieurs dizaines d'années, voire même des siècles, pour qu'un bassin atteigne l'équilibre chimique pour une charge de SO_4^{2-} donnée. Seuls quelques rares modèles temporels (par exemple Cosby et al 1985) ont été préparés pour de tels calculs à long terme, même si nombre d'entre eux donnent d'excellents résultats dans la prévisions des épisodes d'acidification à court terme, surtout ceux de la fonte des neiges. Du point de vue des calculs à effectuer, il n'est pas économique de recourir à des modèles dynamiques à long terme simplement pour estimer la concentration à l'équilibre lorsqu'un modèle à l'équilibre improvisé permet de réaliser le même objectif (Lam et al 1989a, 1989b). Deuxièmement, la supériorité des modèles dynamiques repose sur l'intégration de mécanismes détaillés tels que l'altération chimique et la prévision des changements temporels qui doivent survenir avant que l'équilibre ne soit atteint. Toutefois, peu d'information est disponibles sur les taux d'altération chimiques pour la plupart des régions de l'est du Canada. Troisièmement, les fonctions d'estimation des dommages biologiques disponibles pour prévoir les effets biologiques s'appuient sur des conditions chimiques moyennes plutôt que sur des conditions épisodiques (McNicol et al 1987; Matuszek et al 1988; Minns et al, sous presse; Minns, sous presse; Schindler et al 1989). Quatrièmement, seuls quelques rares modèles temporels (par exemple Rustad et al 1986; Lam et al 1989c) simulant des systèmes où les acides inorganiques et organiques jouent simultanément un rôle important, comme c'est le cas pour nombre de lacs de l'est du Canada, ont été calibrés et validés. La majeure partie des autres modèles se concentrent sur des mécanismes qui ne sont pas cruciaux dans la plupart des bassins canadiens (par exemple adsorption du SO_4^{2-}, Cosby et al 1985).

Il faut donc choisir avec grand soin une méthode de modélisation qui permette de répondre aux questions relatives aux effets futurs en rapport avec les réductions de dépôts précisés. Les modèles à l'équilibre se prêtent mieux que les modèles temporels à une évaluation de la distribution spatiale des effets chimiques et biologiques futurs. Les modèles à l'équilibre évitent les incertitudes qui sont liées aux prédictions d'ordre temporelle et leurs résultats sont directement compatibles avec les modèles biologiques

indiqués précédemment. En fait, plusieurs modèles à l'équilibre améliorés peuvent servir à cette fin. Au lieu de ne choisir qu'un seul modèle qui aurait servi à l'ensemble de cette évaluation, un système expert a été élaboré pour permettre de choisir le modèle convenant le mieux à chaque lac en fonction des données disponibles, ainsi qu'une série de critères d'application adaptés aux hypothèses de modélisation et au rendement du modèle (Lam et al 1988, 1989a, 1989b).

Les modèles temporels seront utilisés pour produire une estimation du taux d'amélioration de la qualité de l'eau consécutif aux réductions des dépôts (modèles à long terme) et de la probabilité d'une acidification épisodique (modèles à court terme). Ils serviront également à des études de cas sur des bassins choisis pour lesquels suffisamment d'informations sont disponibles afin de comparer des modèles différents et à montrer les incertitudes qui entachent les prédictions effectuées avec les modèles les plus récents.

4.3.1.1 MODELES CHIMIQUES A L'ÉQUILIBRE

Prévision du CNA

Il existe deux modèles d'équilibre chimique qui sont actuellement fréquemment utilisés. Tout d'abord, une version révisée du modèle CDR (le modèle DFO-ESSA, Marmorek et al 1985) a servi à effectuer une évaluation antérieure des effets des dépôts acides sur les écosystèmes canadiens (Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance 1986). Les améliorations qui y ont été apportées concernent l'estimation du CNA d'origine (c'est-à-dire avant le début des dépôts acides d'origine anthropique) à partir des mesures actuelles des principaux cations. Le facteur F est ensuite exprimé sous la forme d'une fonction linéaire de ce CNA d'origine (Marmorek et al 1990). Il englobe également les mécanismes de production interne du CNA dans le lac (Kelly et al 1987).

Deuxièmement, Schnoor et al (1986) ont utilisé la méthode des bilans massiques pour arriver à un modèle à l'équilibre (TD en abrégé) permettant de prévoir le CNA d'un lac pour un apport donné de précipitation et d'acidité. Le modèle TD intègre une constante empirique liée à l'altération chimique (exprimé en fonction de l'acidité, voir Reuss et al 1986) et aux mécanismes d'échange de cations (estimé à partir de la mesure de l'appauvrissement du bassin en ions majeurs).

Ni le modèle CDR, ni le modèle TD ne tiennent compte de l'apport en acides organiques. Or ceux-ci sont importants dans nombre de régions de l'est du Canada (voir partie 4.1a.3.3) et ils doivent être pris en considération puisqu'il s'agit d'une source naturelle d'acidification. Divers modèles ont été proposés pour estimer la teneur en acides organiques des eaux. Oliver et al (1983) ont suggéré un modèle (BO en abrégé) qui met en relation les concentrations en anions organiques au COD et au pH. Plus récemment, Clair et Kramer (soumis) ont utilisé la forme non complexe des anions organiques pour dériver une relation similaire pour un acide monoprotonique. Lam et al

(1989c) ont quant à eux proposé un modèle à l'acide organique triprotique (LTH en abrégé) fondé sur une densité de charge de 4 μeq.mg^{-1} par rapport à la valeur de 10 utilisée dans BO.

Il est possible de relier les modèles de CNA à l'équilibre aux modèles s'appuyant sur les acides organiques, par exemple en rattachant le modèle CDR au modèle BO pour former un modèle CDR-BO. Il existe donc six modèles possibles : CDR, CDR-BO, CDR-LTH, TD, TD-BO et TD-LTH. Lam et al (1988, 1989a) sont parvenus à prévoir des valeurs de CNA en utilisant CDR et TD pour sélectionner le modèle convenant le mieux à un lac donné en fonction de quatre critères fondamentaux de sélection. Cela constitue le modèle EXPERT qui utilise le système expert RAISON. La prise en compte d'un acide organique extensifie le modèle EXPERT. Ceci a été rendu possible en utilisant les estimations obtenues grâce à BO ou LTH, mais uniquement lorsque le lac subissait suffisamment l'influence des acides organiques, tel que défini par la couleur >30 unités Hazen ou COD >4 mg.L^{-1}. Ainsi, que pour un lac donné, si la couleur est <30 ou le COD <4 mg.L^{-1}, le choix du modèle s'opère sur la base des quatre règles de sélection de CDR ou TD, comme dans Lam et al (1988, 1989a); autrement, le modèle BO ou LTH est rattaché au modèle CDR ou TD choisi.

Dans ce cas, la démarche retenue consiste à faire la plus large part possible aux données d'observation. Les éléments inclus dans le modèle EXPERT comprennent notamment les dépôts humides et secs de sulfate, les précipitations, les concentrations de Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, SO_4^{2-}, Cl ainsi que la couleur ou le COD des eaux lacustres. Le COD et la couleur sont assumés ne pas changer en fonction des dépôts de SO_4^{2-}. Les autres ions servent à déterminer les taux actuels d'altération chimique/ neutralisation. Le modèle n'a été appliqué qu'aux lacs pour lesquels toutes ces données étaient disponibles et dont l'équilibre ionique était satisfaisant (voir partie 4.1a.2). Les résultats obtenus grâce à ces modèles ne se rapportent donc qu'à ces lacs échantillonnés.

Prévisions du pH

La plupart des modèles de dommages biologiques s'appuient sur des fonctions de transfert exprimées en termes de pH (et peut-être de Al^{3+}), et non pas de CNA. Il est donc nécessaire de calculer le pH à partir du CNA établi par le modèle EXPERT et la méthode de Small et Sutton (1988) a été retenue pour cette opération. Dans ce modèle, la contribution de l'acidité est fonction de l'équation d'équilibre ionique, du PCO_2 et des anions organiques. Les équations théoriques suivent une fonction sinusoïdale hyperbolique inverse afin de calibrer les résultats au moyen du CNA et du pH observés. En fait, cette méthode a été transformée par Dupont et Grimard (1989) en un modèle dose-effet appelé SIGMA/SLAM qui a été appliqué avec succès à 1 091 lacs du Québec. Ils ont obtenu un coefficient de concordance de 0,86 entre les pH calculés et observés avec une erreur type d'estimation à 95 % de 0,27 unité de pH. Récemment, El-Shaarawi et Naderisamani (sous presse) se sont efforcés d'utiliser une nouvelle distribution statistique dans l'équation théorique pour obtenir une meilleure concordance avec les

données pour l'est du Canada. La figure 4.3.1 donne quelques exemples de la fonction sinusoïdale hyperbolique inverse produite par la méthode de Small et Sutton (1988) adaptée aux données de CNA et de pH relevées dans les GR 1, 2, 19 et 20. Une courbe CNA-pH différente a été adaptée pour les données de chaque GR. Dans chaque cas, le pH obtenu n'est pas basé uniquement sur le CNA, mais aussi sur des informations relatives aux anions organiques, lorsqu'il y en a dans le GR.

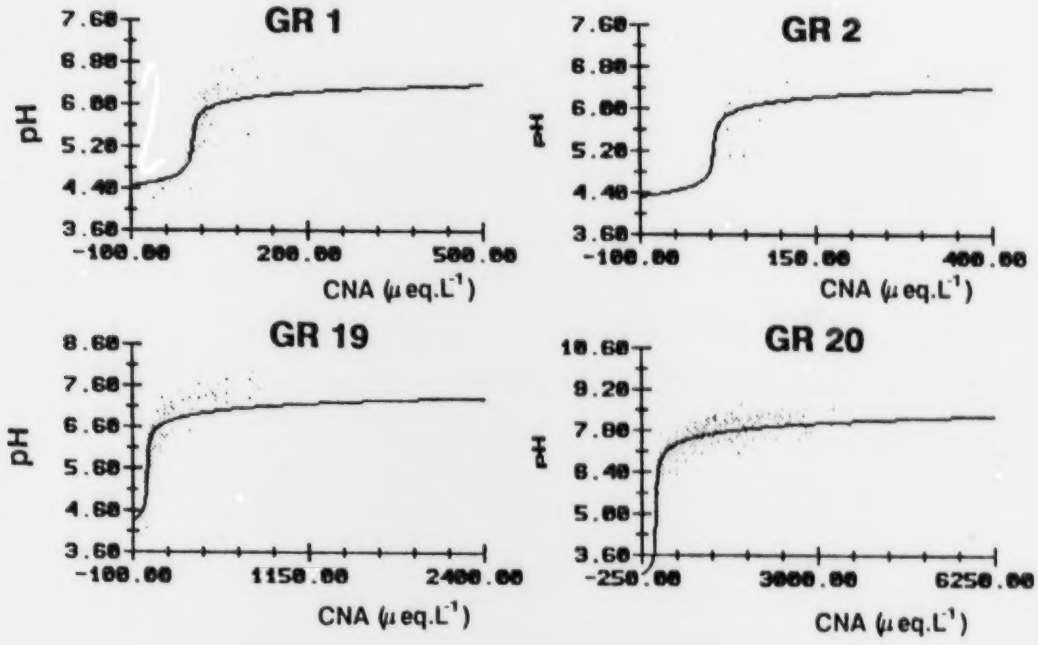


Figure 4.3.1 : Exemples de relations pH-CNA, y compris l'influence du COD.

4.3.1.2 MODELES BIOLOGIQUES

Modèle d'effets sur les organismes aquatiques

Des données de présence/absence d'espèces de poissons sont disponibles au Canada afin de permettre la mise au point de modèles de diversité piscicole (Harvey et Lee 1982; Wales et Beggs 1986; Matuszek et Beggs 1988; Mills et Schindler 1986). Par exemple, Matuszek et al (1988) ont constaté que le nombre d'espèces de poissons s'accroissait avec la superficie du lac selon l'équation suivante :

$$\log(\text{nombre d'espèces}) = 0{,}52 + 0{,}22\,[\log(\text{superficie du lac})]$$

Après avoir éliminé les effets relatifs à la superficie du lac, ils ont obtenu une relation linéaire entre le pH et le nombre résiduel moyen d'espèces (c'est-à-dire la réduction dans le nombre des espèces).

Eilers et al (1984) ont compilé des données (provenant principalement des États-Unis et d'Europe) afin de définir le pH minimum auquel les espèces biologiques peuvent survivre dans les cours d'eau, dans les lacs ou en laboratoire. Cette compilation de données englobe sept groupes taxonomiques d'organismes aquatiques : les algues, les rotifères, les sangsues, les mollusques, les crustacés, les insectes et les poissons (voir également la partie 4.1b.2).

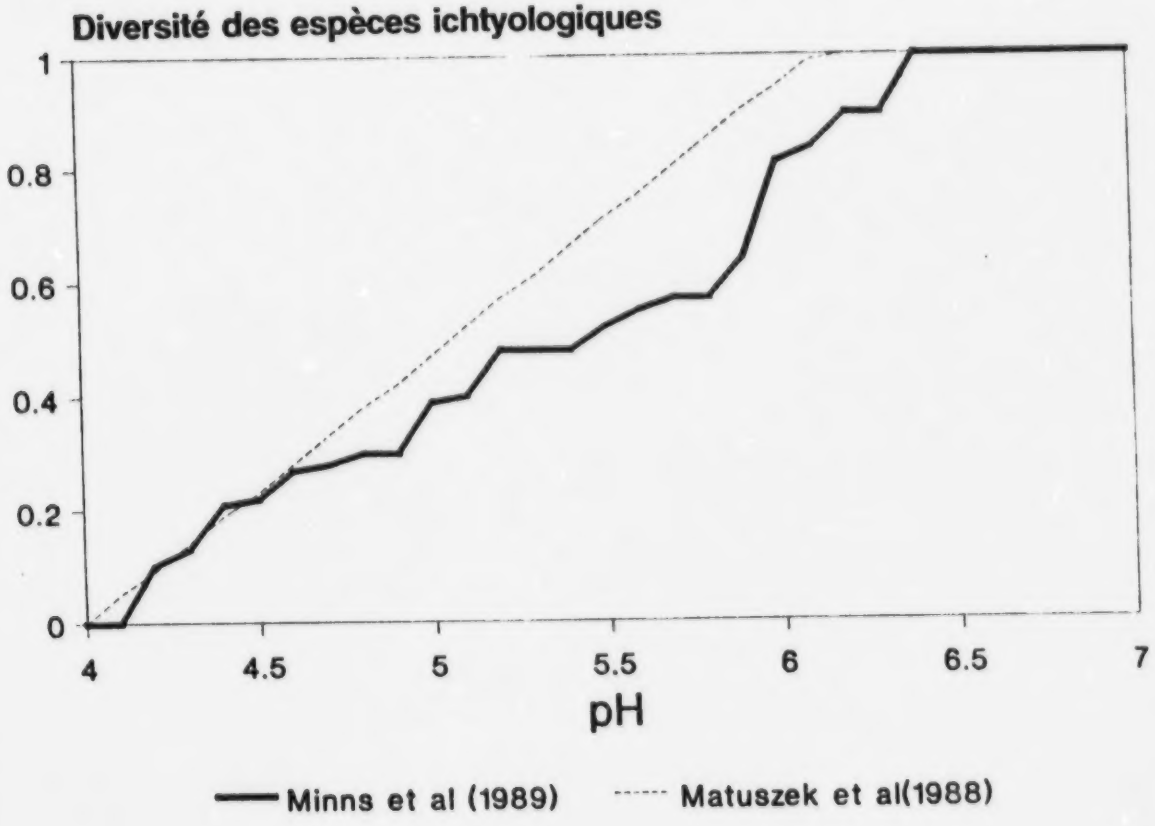


Figure 4.3.2 : Modèles de diversité des espèces ichtyologiques en fonction du pH des eaux lacustres.

Mills et Schindler (1986) et Schindler et al (1989) ont utilisé cette information pour modéliser les dommages biologiques. Minns et al (sous presse) a adapté encore davantage ce dernier modèle afin de réaliser une évaluation régionale de la diversité des espèces dans l'est du Canada. Il faut remarquer que le pH n'est certainement pas le seul paramètre affectant la survie des poissons. D'autres facteurs jouent également dont les concentrations en Ca^{2+}, Al inorganique et acides inorganiques (Muniz et al 1984).

La figure 4.3.2 expose les modèles de diversité des espèces ichtyologiques de Matuszek et al (1988) et de Minns et al (sous presse). Dans le modèle de Matuszek et al (dérivé par interpolation des données présentées dans la figure 4.1b.1), la diversité potentielle des espèces est considérée être de 100 % à un pH=6,1 et de 0 % à un pH=4,0. Dans le modèle de Minns et al, la diversité piscicole est considérée être égale à 100 % à un pH=6,4 et à 0 % à un pH=4,1. La principale différence entre les deux modèles est donc le seuil de pH où les effets commencent à se faire sentir. Le modèle de Matuszek et al a été élaboré au moyen de données ontariennes, alors que celui de Minns et al utilise des données provenant de nombreux pays. Le modèle de Matuszek et al fut choisi pour évaluer les pertes en poissons dans l'est du Canada en prenant comme donnée fondamentale un pH calculé grâce au modèle chimique EXPERT. Les dommages biologiques seront exprimés en termes de différence entre le pourcentage de diversité potentielle des espèces défini grâce au pH des eaux lacustres en fonction des dépôts de SO_4^{2-} (voir PNA d'origine, partie 4.3.1.1) et le pourcentage défini par le niveau du pH relatif un scénario de dépôts de SO_4^{2-} donné (voir partie 4.3.2). Puisqu'il n'est pas possible de vérifier les résultats obtenus par les modèles de diversité des espèces, les résultats du modèle de Matuszek et al seront comparés à ceux du modèle de Minns et al afin d'arriver à une certaine idée de l'incertitude dans les prévisions.

4.3.2 SCÉNARIOS DE DÉPOT DE SULFATE

Quatre scénarios de dépôt humide de SO_4^{2-} ont été préparés par le sous-groupe des sciences atmosphériques (SGSA) pour la présente évaluation. Ces scénarios sont fondés soit sur les programmes planifiés (Canada) de contrôle des émissions, soit sur des programmes prévus (É.-U.). Ils seront utilisés pour prévoir les effets sur les milieux aquatiques associés à divers niveaux de contrôle d'émissions en SO_2. Une description détaillée des hypothèses, des sources d'émission et des modèles de transport atmosphérique ayant servi à préparer ces scénarios est présentée dans la section 3 du présent document. Les scénarios de dépôt ont été calculés au moyen des données météorologiques de 1980 en intégrant les différences suivantes du point de vue des émissions de SO_2 :

Scénario 1 : Déterminé sur la base des émissions de SO_2 en 1980 pour le Canada et les États-Unis.

Scénario 2 : Déterminé sur la base des émissions canadiennes en 1994 définies par le programme de réduction des pluies acides; les émissions américaines ont été laissées au niveau de 1980.

Scénario 3 : Déterminé sur la base d'une réduction de 5 millions de tonnes courtes des émissions de SO_2 des sources américaines (proposition Bush) et des émissions canadiennes prévues pour 1994.

Scénario 4 : Ce scénario est identique au scénario 3 sauf que la réduction des émissions américaines de SO_2 est fixée à 10 millions de tonnes courtes.

Les champs de dépôts modélisés à partir de ces scénarios montrent qu'il y aura de fortes réductions des dépôts humides de SO_4^{2-} dans le centre-sud de l'Ontario et dans le sud du Québec et des réductions beaucoup moins importantes dans les provinces atlantiques (voir rapport SGSA).

Les différences dans les dépôts de SO_4^{2-} entre les quatre scénarios reflètent le résultat probable des différents niveaux de contrôle des émissions. Toutefois, il est difficile de retenir le scénario 1 pour représenter la situation actuelle (ou niveau de base) étant donné les incertitudes qui découlent des erreurs de modélisation et de la grande variabilité des conditions météorologiques d'une année sur l'autre. Pour toutes ces raisons et aussi afin de maintenir la cohérence avec l'évaluation de la situation actuelle présentée dans la partie 4.1, la moyenne des dépôts humides de SO_4^{2-} observée entre 1982 et 1986 sera utilisée en tant que niveau de base, en considérant qu'elle est représentative du niveau de dépôts actuel. Ce niveau de base deviendra le scénario 1 dans les calculs de chimie de l'eau suivants. Les différences dans les champs de dépôt prévus entre le scénario 1 et les scénarios 2, 3 et 4 ont été intégrées aux données pour la période 1982-1986 afin de parvenir à une évaluation aussi réaliste que possible des champs de dépôts pour chaque niveau de réduction d'émissions. Une interpolation des dépôts humides de SO_4^{2-} a ensuite été faite pour chaque scénario au moyen du système expert RAISON (Lam et al 1989a). De la même façon, les données relatives aux quantités de précipitations et à la chimie de l'eau ont été interpolées pour chaque lac afin qu'elles servent de données de base pour les modèles de chimie aquatique. Les éléments terrestres et marins des dépôts naturels de SO_4^{2-} qu'il est nécessaire d'intégrer aux modèles de chimie aquatique ont été dérivés des niveaux de dépôts de Ca^{2+} et de Mg^{2+} pour la période 1982-1986 (Marmorek et al 1985). L'hypothèse a été faite que les dépôts secs correspondaient à 15 % du dépôt total (le raisonnement sur lequel cette proposition s'appuie est expliqué dans le rapport SGSA), sauf pour le GR 19 (Sudbury-Noranda) pour lequel les dépôts secs ont été fixés à 50 % (Dillon et al 1982) et le GR 2 (centre-est de la Nouvelle-Écosse) où les dépôts secs ont été établis à 35 % du dépôt total (Shaw 1982). Nous faisons l'hypothèse que les mêmes rapports dépôts secs/dépôts totaux restent valables pour tous les scénarios.

4.3.3 CALIBRATION DES MODELES ET ANALYSE DE SENSIBILITÉ

Les six modèles décrits dans la partie 4.3.1.1 ont été calibrés avec des données canadiennes et les coefficients ont été ajustés lac par lac chaque fois que c'était possible sur la base de données observées (par exemple le facteur F défini par la mesure des concentrations de cations, voir Marmorek et al 1990). La figure 4.3.3 montre les CNA

médians calculés par les six modèles en prenant comme variable principale le dépôt moyen de SO_4^{2-} entre 1982 et 1986. Seules les données pour les GR où le CNA médian observé se situe entre 0 et 100 $\mu eq.L^{-1}$ sont indiquées. La comparaison des données simulées et des données observées révèle qu'il est difficile de ne retenir qu'un seul modèle pour l'ensemble des GR. Comme prévu, les modèles tenant compte des acides organiques (par exemple CDR-BO) prévoient généralement un CNA plus faible que ceux qui n'en tiennent pas compte (par exemple TD). Les CNA observés se situent généralement àl'intérieur des fourchettes calculées par les six modèles (figure 4.3.3). Même s'il est possible d'ajuster davantage les coefficients de modélisation, les résultats obtenus au moyen des coefficients calibrés initialement ont été considérés comme adéquat pour répondre à l'objectif de sélection du modèle avec les règles de système expert définies dans la section 4.3.1.1.

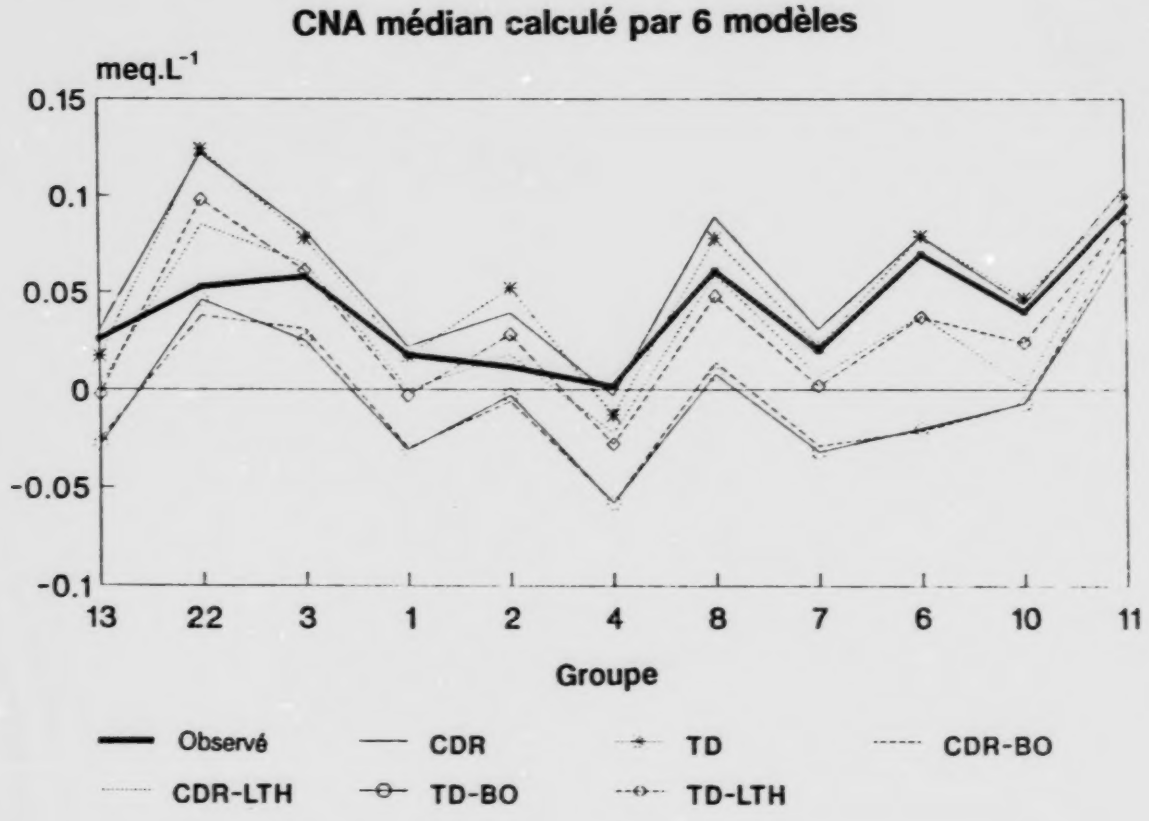


Figure 4.3.3 : Exemples de CNA prévus par des modèles séparés et conbinés de chimie lacustre (CDR, Thompson 1982; TD, Schnoor et al 1986; BO, Oliver et al 1983; LTH, Lam et al 1989c) pour des GR choisis.

La figure 4.3.4 montre percentiles 10, 25, 50, 75 et 90 de la distribution du CNA tel que calculés par le modèle EXPERT, dans le cadre du scénario de dépôts actuels (scénario du cas de base 1982-1986). Le CNA lacustre observé est également fourni pour comparaison. Les résultats pour les GR 20 et 9 ne sont pas indiqués à la figure 4.3.4 parce que leurs valeurs de CNA sont supérieures à 400 μeq.L^{-1}. Les distributions prédites pour le CNA (c'est-à-dire la position des barres et leur taille) se comparent généralement bien avec la distribution du CNA observé. Cette similarité indique que les règles de sélection EXPERT sont correctes (surtout pour les lacs de faible CNA), ce qui inspire confiance dans son application ultérieure pour d'autres scénarios de dépôt. Pour le sud du Québec (principalement les GR 12, 13 et 14), Lam et al (1983a) ont déterminé une erreur relative moyenne de 22 % dans les résultats générés par le modèle EXPERT, comparativement à 39 % et 75 % respectivement pour les résultats issus des modèles CDR et TD. De la même façon, Lam et al (1989b) ont constaté, pour les données du Nouveau-Brunswick (GR 1 et 3), une erreur relative moyenne de 19 % pour le modèle EXPERT par rapport à 22 % et 78 % pour les modèles CDR et TD.

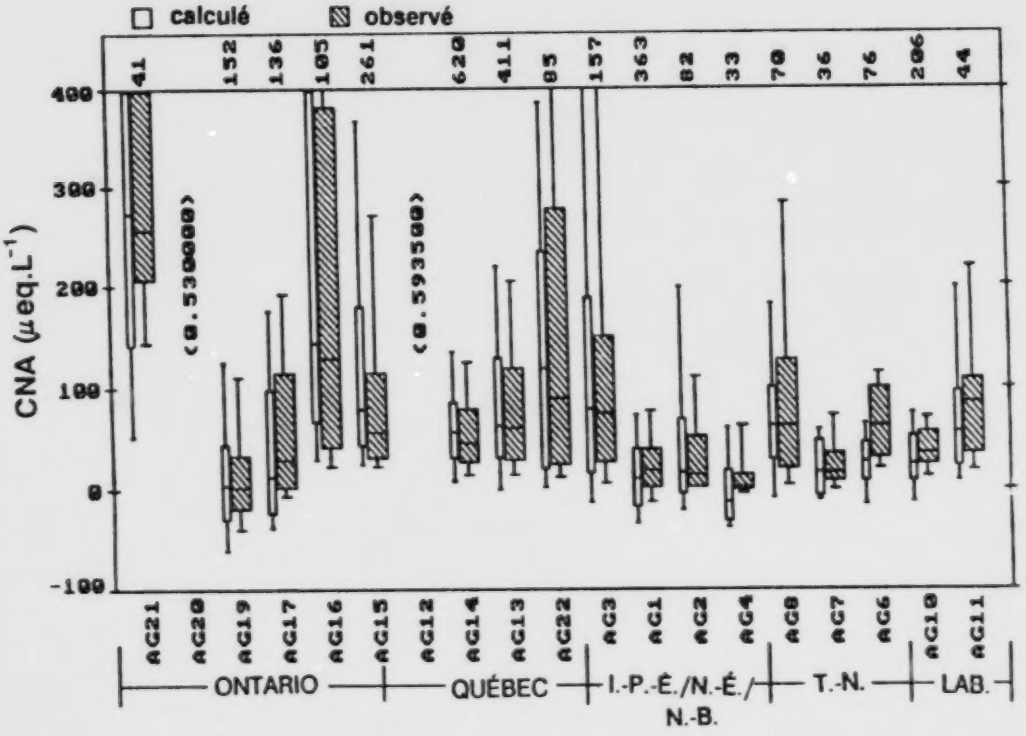


Figure 4.3.4 : Distribution des percentiles 10, 25, 50, 75 et 90 du CNA observé par rapport au CNA calculé (modèle EXPERT). Le nombre de lacs ayant fait l'objet d'une modélisation dans chaque GR est indiqué en haut; les chiffres entre parenthèses expriment les valeurs médianes observées >400 μeq.L^{-1}.

Afin de vérifier l'exactitude du modèle EXPERT, des données qui n'avaient pas été utilisées auparavant pour la calibration ont été comparées avec les résultats du modèle. Il existe un grand nombre de lacs dans les GR 15, 16, 17 et 20 pour lesquels les données de Cl^- étaient manquantes et qui par conséquent avaient été exclus de l'analyse présentée à la figure 4.3.4. Puisque tous ces lacs sont situés en Ontario, il est possible d'assumer que les influences maritimes et donc les concentrations de Cl^- dans les eaux lacustres sont négligeables. L'erreur relative moyenne est de 33 % pour cet ensemble de données. Donc, sur la base de ces tests, les résultats du modèle EXPERT ne s'écartent pas de la variabilité des données du CNA observées (figure 4.3.4). Les données nécessaires étaient disponibles pour 17 lacs afin de prédire le pH des eaux en s'appuyant sur une estimation des dépôts naturels et d'estimer le pH d'origine au moyen d'inférences à partir de la paléolimnologie. Une régression linéaire mettant en relation ces deux ensembles de données était significative à $p=0,02$.

Enfin, Lam et al (1989b) ont déterminé que les prédictions du modèle sont affectées par les facteurs suivants : (dans l'ordre décroissant) : la sensibilité du sol, le facteur F du taux d'appauvrissement en cations, les critères de partition utilisés dans les règles de sélection, les dépôts de SO_4^{2-} et le taux d'altération chimique du modèle TD. Le modèle est plus sensible à des paramètres d'acidité organique tels que la densité de charge et les constantes d'équilibre qu'aux apports de SO_4^{2-} (Lam et al 1989c). Le degré d'incertitude dans les prédictions de chaque modèle et dans celles du modèle combiné est plus important lorsque les apports de SO_4^{2-} s'élèvent mais s'amenuise avec la baisse des dépôts (Lam et al 1989a).

4.3.4 PREDICTION DES EFFETS CHIMIQUES : SCÉNARIOS 2, 3 ET 4

Comme il a été noté à la section 4.3.1, une caractéristique essentielle de l'utilisation des modèles à l'équilibre est l'uniformisation des effets chimiques pour différents scénarios de dépôt. L'impact sur chaque lac peut être mesuré par la valeur à l'équilibre du CNA ou du pH pour le dépôt donné. Dans des modèles temporels, le facteur temps compliquerait l'harmonisation, c'est-à-dire que des concentrations différentes pourraient être obtenues à des moments différents.

La figure 4.3.5 montre le pH prédit selon le niveau de dépôts actuel et selon les scénarios 2, 3 et 4 respectivement. Le pH calculé des 10 % de lacs «en excès» pour chaque GR a servi à montrer les différences qui existent entre les régions (c'est-à-dire le pH du lac dans la distribution d'ensemble du pH prédit dont la valeur dépasse de 10 % le pourcentage de lacs qui ont un pH d'origine ≤ 6, voir partie 4.2.2 pour plus de détails). Par exemple, il est prédit que le pH des 10 % en excès du GR 19 (Sudbury-Noranda) passerait de $<4,5$ dans le cadre des dépôts actuels à >6 dans le cadre des dépôts du scénario 4. D'un autre côté, le pH des 10 % en excès du GR 1 (sud de la Nouvelle-Écosse-Nouveau-Brunswick) ne sera guère modifié pour les mêmes scénarios.

La figure 4.3.6a montre le pourcentage prédit de lacs qui présentent un pH <6 pour les quatre scénarios de dépôt. Le pourcentage de lacs en excès du GR 19 (Sudbury-Noranda), dont le pH est <6, est de 38 %, 18 %, 13 % et 10 % respectivement pour les dépôts actuels et les dépôts des scénarios 2, 3 et 4, alors que pour le GR 1 (sud de la Nouvelle-Écosse - Nouveau-Brunswick), il est d'environ 21 % dans les quatre cas. La figure 4.3.6b donne des informations équivalentes pour les lacs dont le pH est <5,5 (c'est-à-dire que le GR 19 compte 32 %, 16 %, 12 % et 8 % de lacs respectivement dont le pH est <5,5, alors que le GR 1 n'en compte qu'environ 5 % dans les quatre cas). Donc, même si la plupart des lacs du GR Sudbury-Noranda avaient un pH pré-industriel >6 (B % pH ≤6 = 0 dans le tableau 4.2.2), ils sont également très sensibles aux dépôts de SO_4^{2-}. Cette situation se traduit par un fort pourcentage en excès de lacs présentait un pH <6 (et même de pH <5,5) en présence des valeurs actuelles de dépôt, ainsi qu'une forte amélioration du pH attribuables aux scénarios 2, 3 et 4. Par contre, même si le pH d'origine de plus de la moitié des lacs du sud de la Nouvelle-Écosse - Nouveau-Brunswick était ≤6 du fait de leurs faibles concentrations en cations basiques combinées à la présence d'acides organiques naturels (B % pH ≤6 = 52% dans le tableau 4.2.2), les lacs dont le pH d'origine était >6 sont rarement caractérisés par une valeur de pH <5,5 même en présence des dépôts actuels. Cela recoupe les conclusions de l'analyse des charges critiques et des charges cibles présentées à la section 4.2.

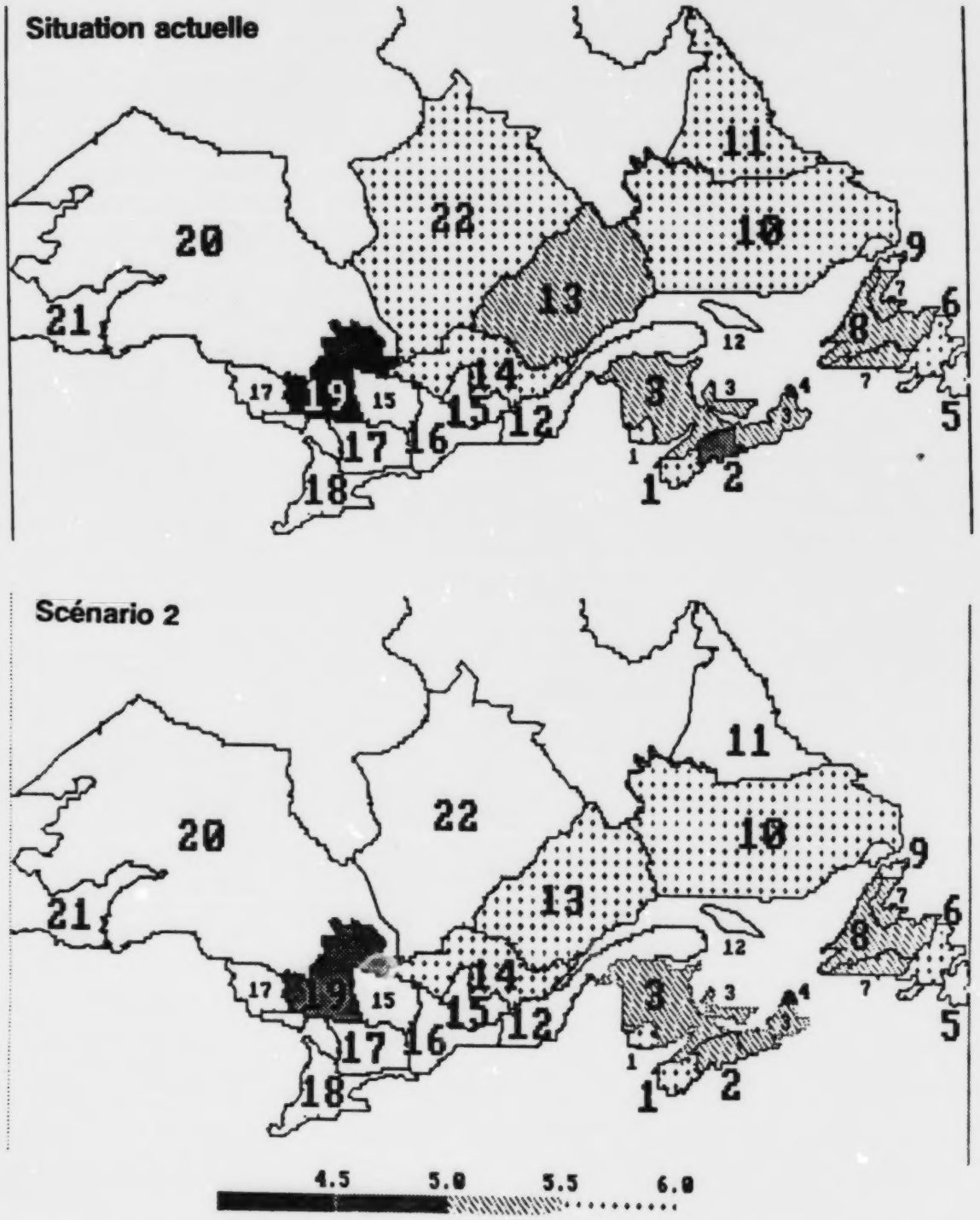


Figure 4.3.5 : pH prédit pour les 10 % de lacs en excès au sein de chaque GR (voir la signification de «en excès» dans la partie 4.2.2) selon les quatre scénarios de dépôts exposés dans le partie 4.3.2.

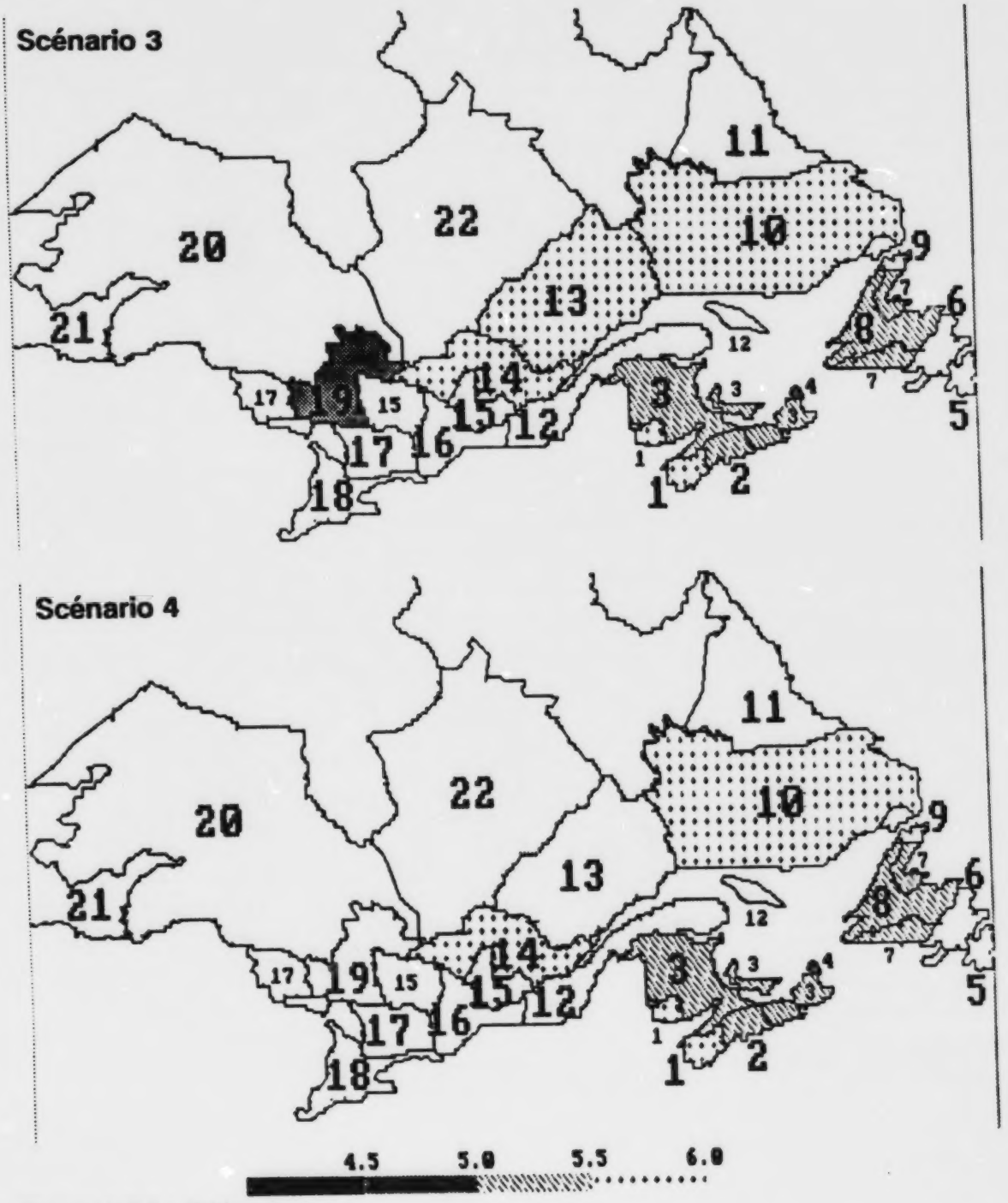


Figure 4.3.5 : Suite

Les pourcentages en excès prédits n'offrent qu'une estimation des dommages relatifs au sein d'un GR mais il faut toutefois remarquer que le nombre de lacs concernés peut être important. Par exemple, le GR 19 (Sudbury-Noranda) compte 45 113 lacs de >0,18 ha et l'extrapolation des résultats précités à cette population d'ensemble porte à croire que le nombre de lacs avec un pH <6, en supplément de ceux dont le pH d'origine est ≤6, serait >17 000, >8 000, >5 000 et >4 000 respectivement selon la situation actuelle et les scénarios de dépôts 2, 3 et 4. La précision des nombres indiqués dans le présent document n'est pas connue du fait que la base de données générale et le sous-ensemble de données utilisée à des fins de modélisation n'est pas statistiquement représentatif de la population. Toutefois, comme il a été expliqué à la section 4.1a.2.3, il est peu probable que la base de données surestime l'importance de l'acidification des eaux lacustres.

Les résultats de la modélisation révèlent les avantages offerts par les programmes de réduction d'émissions de SO_2. Dans la plupart des GR, la qualité des eaux lacustres ira en s'améliorant à mesure que les dépôts de SO_4^{2-} seront réduits. Le degré d'amélioration dépendra de la réduction de la charge mais aussi de l'aptitude du milieu à neutraliser les acides. Par exemple, l'amélioration est plus importante dans le GR 19 (Sudbury-Noranda) que dans le GR 10 (est du Québec - sud du Labrador, voir figure 4.3.6a) parce que la réduction des apports de SO_4^{2-} y est plus importante même si les deux groupes se caractérisent par des sols sensibles aux apports acides. D'un autre côté, même si les GR 12, 13 et 14 (régions sud-ouest du Québec) sont voisins et qu'ils feront l'objet de réductions de dépôts similaires, la réponse du pH des eaux lacustres n'y est pas la même (figure 4.3.6a). C'est dans le GR 12 (rive sud du Saint-Laurent) que le changement sera le moins important, puisque ses sols se caractérisent par une forte capacité à neutraliser les acides et que le dommage chimique est initialement faible alors que c'est dans le GR 14 (Mauricie) que se produira la plus nette amélioration du pH des eaux lacustres puisque ce milieu est davantage sensible. Dans des régions éloignées comme les GR 11 (nord du Labrador), 20, 21 et 22 (nord de l'Ontario et du Québec) où le dommage chimique est faible, la réponse aux différents scénarios de réduction est peu importante (figure 4.3.6a). Du fait que les sols très sensibles y sont très repandus, les provinces atlantiques compteront une plus forte proportion de lacs présentant un pH faible que l'Ontario et le Québec, même après la prise en considération des effets des acides organiques (Howell 1989). Il est à remarquer que tous les calculs de pH sont basés sur une relation régionale entre le CNA et le pH, qui inclut l'influence des anions organiques, lorsqu'il y en a une (partie 4.3.1.1). Les anions organiques peuvent néanmoins continuer d'affecter les lacs dont le pH d'origine était >6.

La résolution spatiale des résultats fournis aux figures 4.3.5 et 4.3.6 est à l'échelle du GR de bassins. Une résolution plus fine (c'est-à-dire à l'échelle du bassin tertiaire pour le sud-est du Canada) est présentée dans Lam et al (1988, 1989a, 1989b). Lam et al (1988) ont exposé une méthode de régionalisation qui utilise les distributions statistiques des données observées ainsi que les résultats de modélisations pour interpoler la distribution du CNA lacustre pour les bassins ne comptant pas suffisamment de données pour permettre l'utilisation du modèle. Ces résultats indiquent qu'il existe des différences au

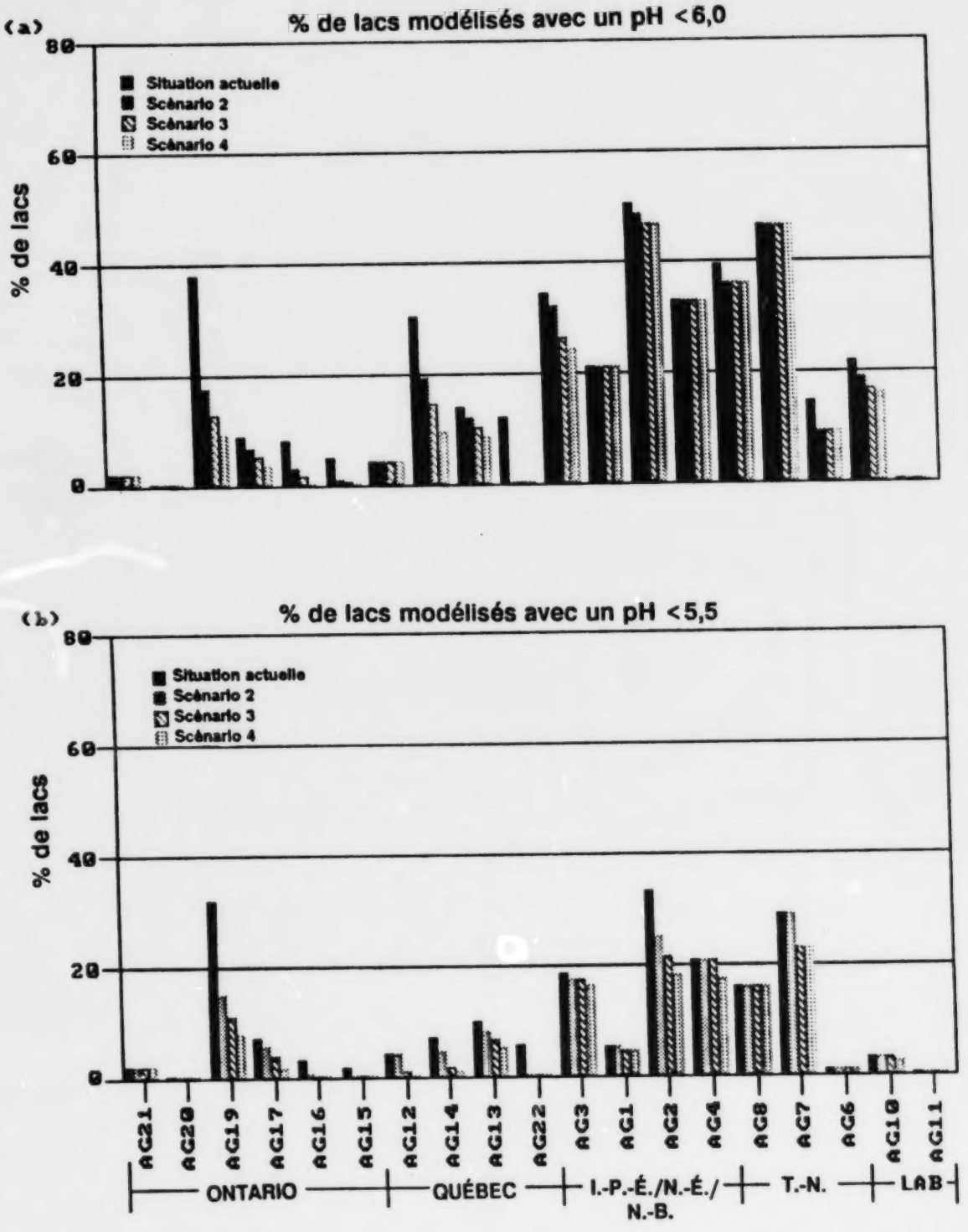


Figure 4.3.6 : Pourcentage en excès prédit de lacs modélisés présentant a) un pH <6,0 et b) un pH <5,5 au sein de chaque GR selon les quatre scénarios de dépôt de SO_4^{2-}.

niveau du 10e percentile du pH prédit entre les bassins à l'intérieur d'un GR donné. Par exemple, dans le GR 3 (nord du Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse et I.-P.-É.), le pourcentage de lacs <6 en excès est de 35 %, 33 %, 27 % et 24 % (figure 4.3.6a) pour les quatre scénarios respectivement. Toutefois, au sein de ce GR, plusieurs bassins tertiaires (par exemple sur l'I.-P.-É.), ayant des sols caractérisés par une forte capacité de neutralisation des acides montrent 0 % dans tous les cas (Lam et al 1989b).

4.3.5 PREDICTION DES EFFETS BIOLOGIQUES : SCÉNARIOS 2, 3 ET 4

Les prédictions relatives aux effets sur les organismes aquatiques sont basées sur le pH à l'équilibre calculé pour chaque lac échantillonné selon différents scénarios en utilisant les modèles de dommages biotiques (partie 4.3.1.2). Par conséquent, pour chaque yscénario de dépôts, le dommage est évalué par la différence entre la diversité spécifique calculée et la diversité spécifique potentielle d'origine calculée en fonction des dépôts de SO_4^2 pré-industriels. Puisqu'ainsi déterminé, le dommage est basé sur une différence, il n'est pas nécessaire de limiter l'analyse aux lacs dont le pH d'origine était >6. Les prédictions relatives aux effets biologiques s'appuieront maintenant sur l'ensemble de la base de données utilisée à des fins de modélisation. Par exemple, la figure 4.3.7 fournit les résultats du modèle de Matuszek et al (1988) pour chaque scénario de dépôts et indique le pourcentage de lacs échantillonnés dans chaque groupe où les populations de poissons ont subi une baisse de diversité spécifique potentielle ≥ 10 %. Cette notion de réduction ≥10 % de la diversité potentielle en espèces ichtyologiques sera fréquemment utilisée dans l'analyse qui suit. Elle sera intitulée «niveau d'appauvrissement ichtyologique». Tel que prévu, les estimations régionales du dommage subi par les communautés piscicoles s'apparentent à celles obtenues pour le pH selon les différents scenarios de réduction (figures 4.3.5 et 4.3.6). Par exemple, >20 % des lacs échantillonnés des GR 1, 2, 3, 4, 7, 8 ont dépassé le niveau d'appauvrissement ichtyologique du scénario 2 (figure 4.3.7). Ces GR sont les mêmes que ceux où >20 % de lacs ayant un pH ≤6 avaient été observés dans le cadre du scénario 2.

Selon les résultats du modèle de Matuszek et al (figure 4.3.7), une amélioration de la diversité espèces ichtyologiques surviendrait, par exemple, pour le GR 10 (est du Québec - sud du Labrador), le GR 14 (Laurentides) et le GR 19 (Sudbury-Noranda) à un niveau de dépôts se situant entre le niveau actuel et celui du scénario 2, c'est-à-dire à la suite des réductions de dépôts résultant du programme canadien de contrôle des émissions. De la même façon, une amélioration est prévue pour le GR 2 (centre-est de la Nouvelle-Écosse) en présence des dépôts résultant de l'application du scénario 3, c'est à dire suite à la mise en place de la première phase du programme américain de contrôle des émissions. Il est à remarquer que ces améliorations ne correspondent qu'à celles qui sont définies par le niveau d'appauvrissement ichtyologique et les intervalles de pourcentage de lacs indiqués à la figure 4.3.7. En général, des améliorations sont possibles dans d'autres régions et pour d'autres valeurs du niveau d'appauvrissement.

La figure 4.3.8 illustre davantage la variabilité régionale du niveau d'appauvrissement ichtyologique consécutif à la réalisation des quatre scénarios de dépôts. Par exemple, le nombre de lacs échantillonnés dépassant le niveau d'appauvrissement ichtyologique dans le GR 13 (Saguenay), serait ramené de sa valeur actuelle d'environ 14 % à 12 %, 11 % et 8 % respectivement selon les scénarios 2, 3 et 4. Les programmes de réduction canadien et américain ont tous deux pour effet de minimiser le dommage subi par les espèces ichtyologiques dans cette région. De la même façon, dans le GR 14 (Laurentides), le niveau d'appauvrissement, qui est actuellement d'environ 21 %, serait ramené à 14 %, 11 % et 8 % respectivement.

Par contre, certaines régions ne présenteront guère d'amélioration au niveau de la diversité des espèces ichtyologiques. Par exemple, le pourcentage de lacs pour le GR 1 (sud de la Nouvelle-Écosse - Nouvelle Brunswick), où le niveau d'appauvrissement ichtyologique devrait être dépassé, est fixé à 59 %, 54 %, 51 % et 47 % respectivement pour les quatre scénarios de dépôts, alors que le changement est moins prononcé (36 %, 30 %, 26 % et 25 %) pour le GR 3 (nord de la Nouvelle-Écosse - Nouveau-Brunswick). En ce qui concerne le GR 12 (rive sud du Saint-Laurent), le niveau de dommage est négligeable pour tous les scénarios puisque les lacs sont protégés par des sols présentant une forte capacité de neutralisation des acides. Ces trois GR sont géographiquement très proches les uns des autres. Les variations importantes qui sont observées au niveau de réponse des espèces ichtyologiques révèlent que le dommage biologique dépend plus des caractéristiques du milieu qui contribuent au CNA du lac que des dépôts de SO_4^{2-}. La comparaison des figures 4.3.8 et 4.3.6a montre que le pourcentage de lacs, pour lequel il est prédit que le niveau d'appauvrissement ichtyologique sera dépassé, correspond bien à celui du pourcentage de lacs <6 en excès, ce qui renforce la possibilité d'utiliser un seuil chimique de pH=6 pour l'estimation du dommage biotique. Toutefois, il faut se souvenir que, dans certains GR, la quantité de données ayant servi à établir le niveau de dommage biologique est supérieure à celle qui a permis de déterminer le pourcentage de lacs de pH <6 en excès, puisque que tous les lacs dont le pH d'origine était ≤ 6 ont été exclus du dernier calcul.

Les données relatives aux GR ont été regroupées en trois régions plus vastes afin de montrer les différences marquées de dommages ichtyologiques qui prévalent, résultant des quatre scénarios de dépôts dans tout l'est du Canada (figure 4.3.9). Pour l'ensemble de l'est du Canada, le pourcentage de lacs échantillonnés dépassant le niveau d'appauvrissement ichtyologique passe d'environ 17 % à quelque 10 % lorsque les niveaux de dépôt sont ramenés des quantités actuelles (1982-1986) à celles du scénario 4. Il existe aussi des différences régionales dans l'est du Canada, ainsi qu'expliqué précédemment. Par exemple, la figure 4.3.9 montre que pour l'Ontario, le pourcentage de lacs dépassant le niveau d'appauvrissement ichtyologique diminue d'environ 9 % à 3 % après la mise en place du scénario 4, alors que pour le Québec, le pourcentage passe de 16 % à 6 %. Pour la région atlantique, il passe de 46 % à 37 % et il est donc manifeste que c'est cette région qui bénéficie le moins des programmes

planifiés et proposés de contrôle émissions. La charge critique de SO_4^{2-} permettant pour chaque GR de parvenir à un pH > 6 est indiquée à la section 4.2.3.

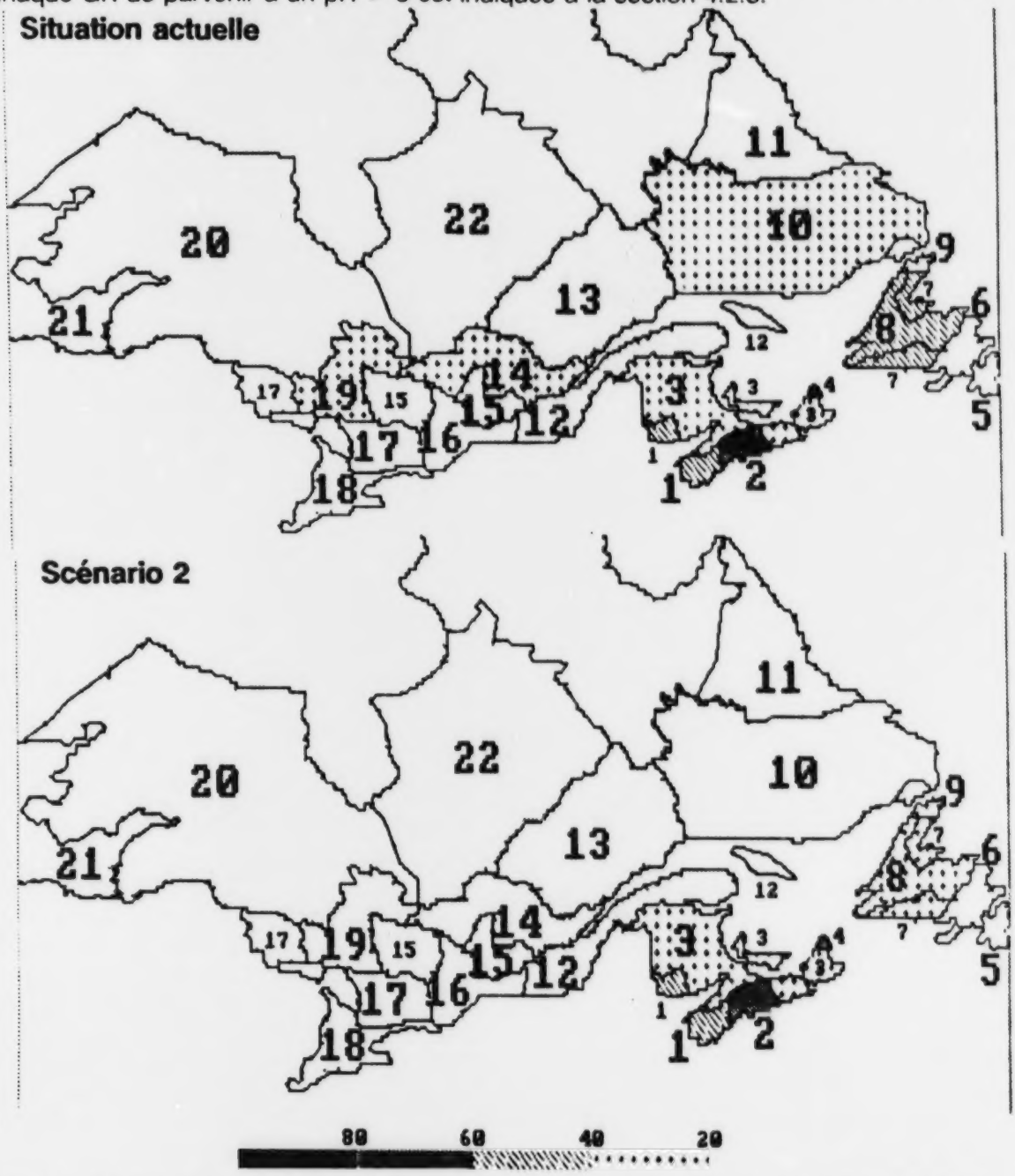


Figure 4.3.7 : Pourcentage prédit de lacs dépassant le niveau d'appauvrissement ichtyologique (c'est-à-dire une réduction de la diversité des espèces ichtyologiques ≥ 10 %) selon les quatre scénarios de dépôts expliqués à la section 4.3.2.

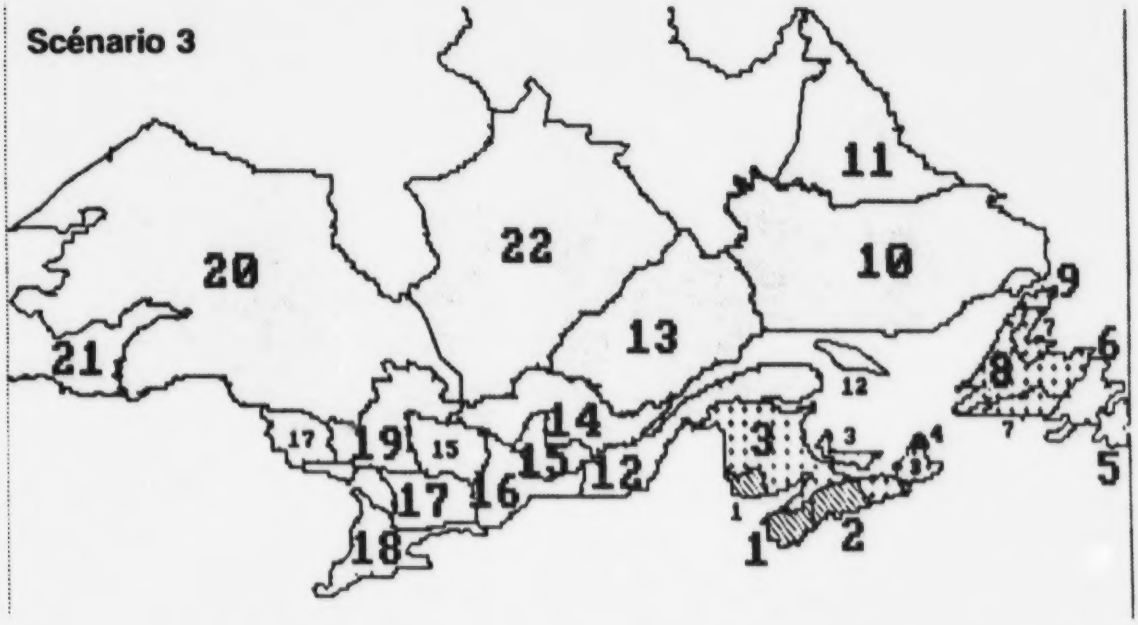


Figure 4.3.7 : Suite

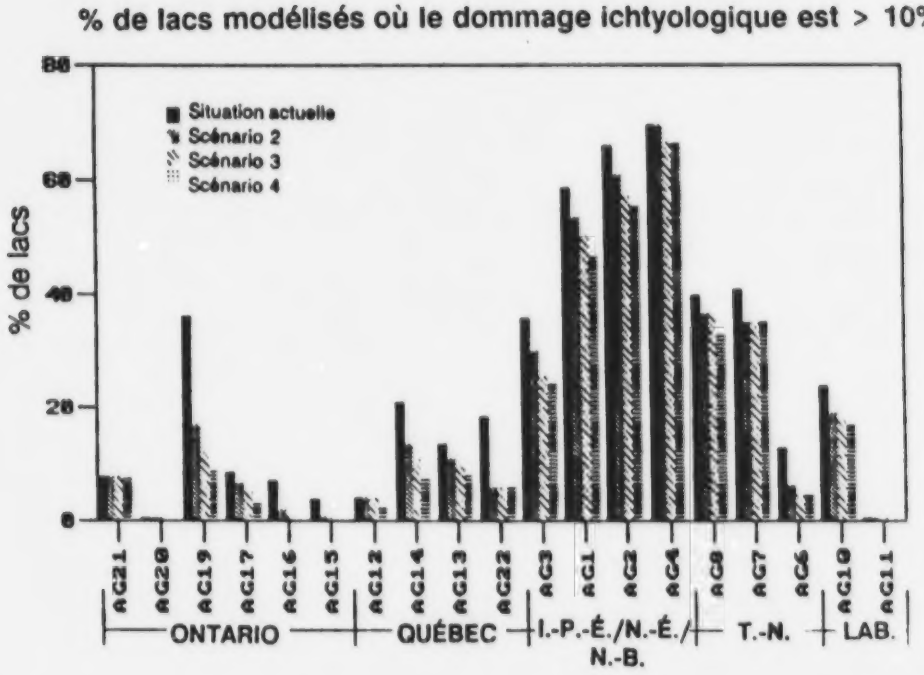


Figure 4.3.8 : Pourcentage prédit de lacs modélisés au sein de chaque GR où le niveau d'appauvrissement ichtyologique (c'est-à-dire une réduction de la diveristé des espèces ≥ 10 %) est dépassé, selon les quatre scénarios de dépôt expliqués à la section 4.3.2.

Comme c'est le cas pour le modèle chimique, le modèle biologique utilisé est sujet aux incertitudes découlent des données et de la formulation du modèle. Puisqu'il n'est pas possible de vérifier le modèle biologique, nous avons comparés les résultats du modèle de Matuszek et al analysés précédemment à ceux qui ont été obtenus dans le cadre d'un autre modèle biologique (voir partie 4.3.1.2). Puisque le modèle de Minns et al repose sur un seuil de létalité plus conservateur, il tend à prédire un niveau d'appauvrissement ichtyologique plus important que celui de Matuszek et al (figure 4.3.2). Par exemple, le pourcentage de lacs dépassant le niveau d'appauvrissement ichtyologique prédit par le modèle de Minns et al au niveau des dépôts actuels est d'environ 16 % pour l'Ontario. En tenant compte du scénario 4, il tombe à 6 % (comparer avec les résultats de la figure 4.3.9). Il est probable que la réalité se situe quelque part entre ces deux résultats.

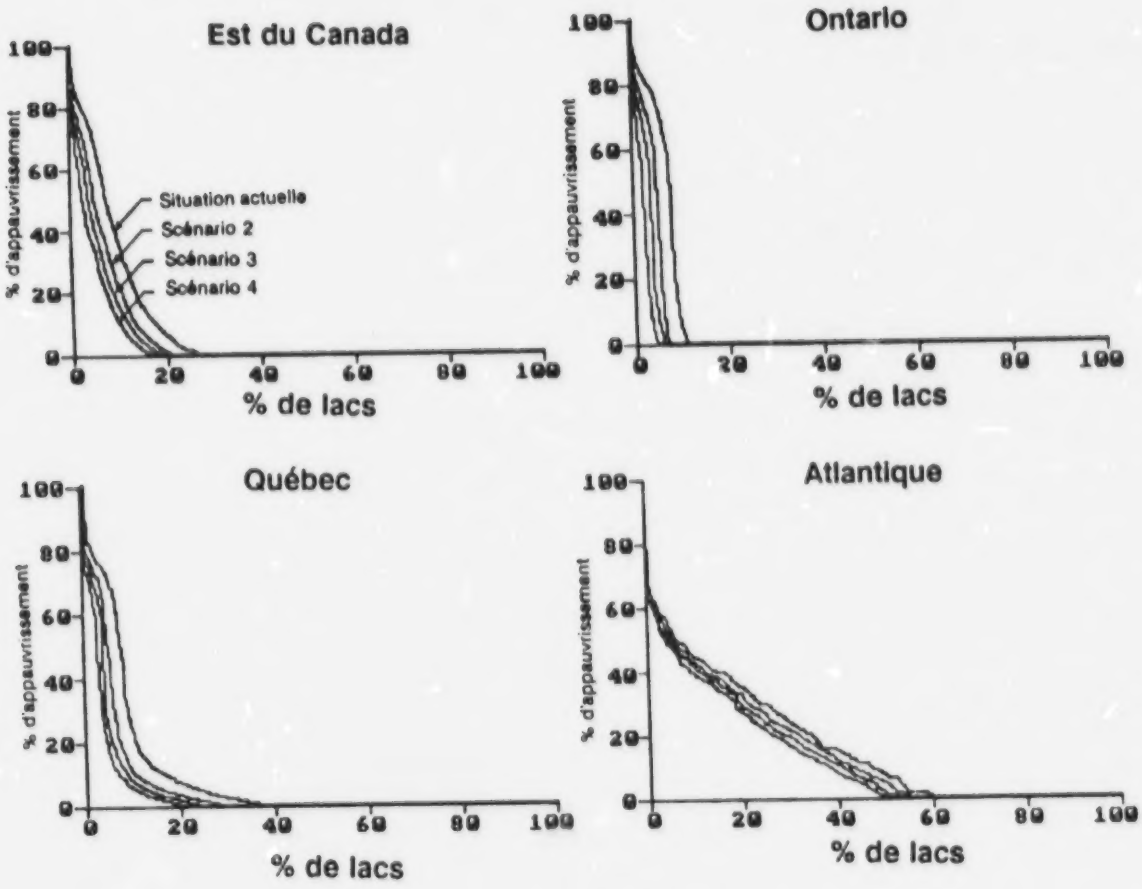


Figure 4.3.9 : Pourcentage prédit de réduction de la diversité des espèces ichtyologiques pour différentes parties de l'est du Canada, selon les quatre scénarios de dépôts de SO_4^{2-}

4.3.6 MODÉLISATION TEMPORELLE DE LA CHIMIE AQUATIQUE

Le taux d'évolution chimique et le temps nécessaire pour que les concentrations parviennent à l'équilibre par rapport à une charge acide donnée diffèrent d'un lac à l'autre. Théoriquement, les estimations du temps de réponse des bassins versants varient de quelques dizaines d'années à plusieurs siècles (Arp et Ramnarine 1983; Cosby et al 1985; Davis et Goldstein 1988; Ormerod et al 1990). Toutefois, les données précises nécessaires pour calibrer et valider ces temps de réponses théoriques ne sont pas disponibles.

Plusieurs modèles mathématiques ont été élaborés pour simuler la réponse chimique temporelle des eaux de surface, par exemple le modèle d'acidification du bassin de Turkey-Mersey (TMWAM; Lam et al 1988; Bobba et Lam 1988), le modèle ILWAS (Chen et al 1983), le modèle d'acidification des bassins (WAM; Booty 1983; Booty et Kramer 1984), le modèle Birkenes (Christophersen et al 1982; Beck et al 1987), le modèle Extended Trickle-Down (ETD; Schnoor et al 1987), le modèle MAGIC (Cosby et al 1986; Jenkins et Bosby 1988) et le modèle RAINS (Kamari 1985). Les modèles ETD, MAGIC et ILWAS ont servi à estimer les temps de régénération de lacs choisis aux États-Unis (EPA 1985) et le modèle RAINS a été envisagé pour être utilisé en Europe dans le cadre d'un exercice similaire. Étant donné le manque de données fiables et les limites dans la connaissance des processus mécanismes temporels (Neal et al 1987, 1988), il est difficile de fournir des estimations précises des taux de rétablissement chimique résultant de la réduction des dépôts. A ce stade, il est préférable d'examiner la précision d'un certain nombre de ces modèles en comparant leurs prédictions faites à partir d'une base de données commune. A titre d'étude de cas,le modèle MAGIC a été appliquée aux données du bassin des lacs Turkey (TLW), situés dans le centre de l'Ontario, afin d'obtenir des prédictions à long terme (50-100 ans) alors que les différences dans les résultats des modèles pour une période plus courte (2-4 ans) ont été évaluées en appliquant les modèles TMWAM, ETD, ILWAS et RAINS aux mêmes données. La question de la modélisation des épisodes d'acidification est également abordée brièvement.

4.3.6.1 APPLICATION DES MODELES AU BASSIN DES LACS TURKEY

4.3.6.1.1 Simulation à long terme

Le modèle MAGIC a été appliqué au lac amont du TLW (lac Batchawana, voir Jeffries et al 1988) afin d'évaluer les tendances à long terme résultant d'un niveau constant de dépôts de SO_4^{2-} et des charges qui varient selon les scénarios 2, 3 et 4 tels que définis dans la partie 4.3.2. Le modèle MAGIC indique qu'en présence de dépôts actuels constants (27,8 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$), le pH à l'émissaire du lac sera réduit de 1,2 unité et le CNA de 185 $\mu eq.L^{-1}$ d'ici l'an 2124 (figure 4.3.10). Lorsque l'apport de SO_4^{2-} est réduit conformément au scénario (l'apport allant de 27,8 dans le cadre du scénario actuel à 15,8 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ dans le cadre du scénario 4), le modèle prédit une réponse chimique qui diffère de celle calculée pour le niveau actuel constant de dépôts (figure 4.3.10), c'est-à-dire que d'ici l'an 2124, le pH ne diminuerait que de 0,4 unité alors que la baisse de CNA se situerait à seulement 97 $\mu eq.L^{-1}$. Les avantages de la réduction des dépôts (pH et CNA plus élevés) seraient presque immédiatement apparents étant donné la nature asymptotique de la réponse chimique.

Certains des paramètres considérés dans le modèle MAGIC peuvent manifester un degré d'hétérogénéité important au sein d'un bassin versant. Par exemple, le paramètre EMX du modèle MAGIC (capacité maximale d'adsorption du SO_4^{2-} par les sols) pour le TLW n'a pas été précisément mesuré. Foster (1985) a examiné 13 horizons B dans cinq

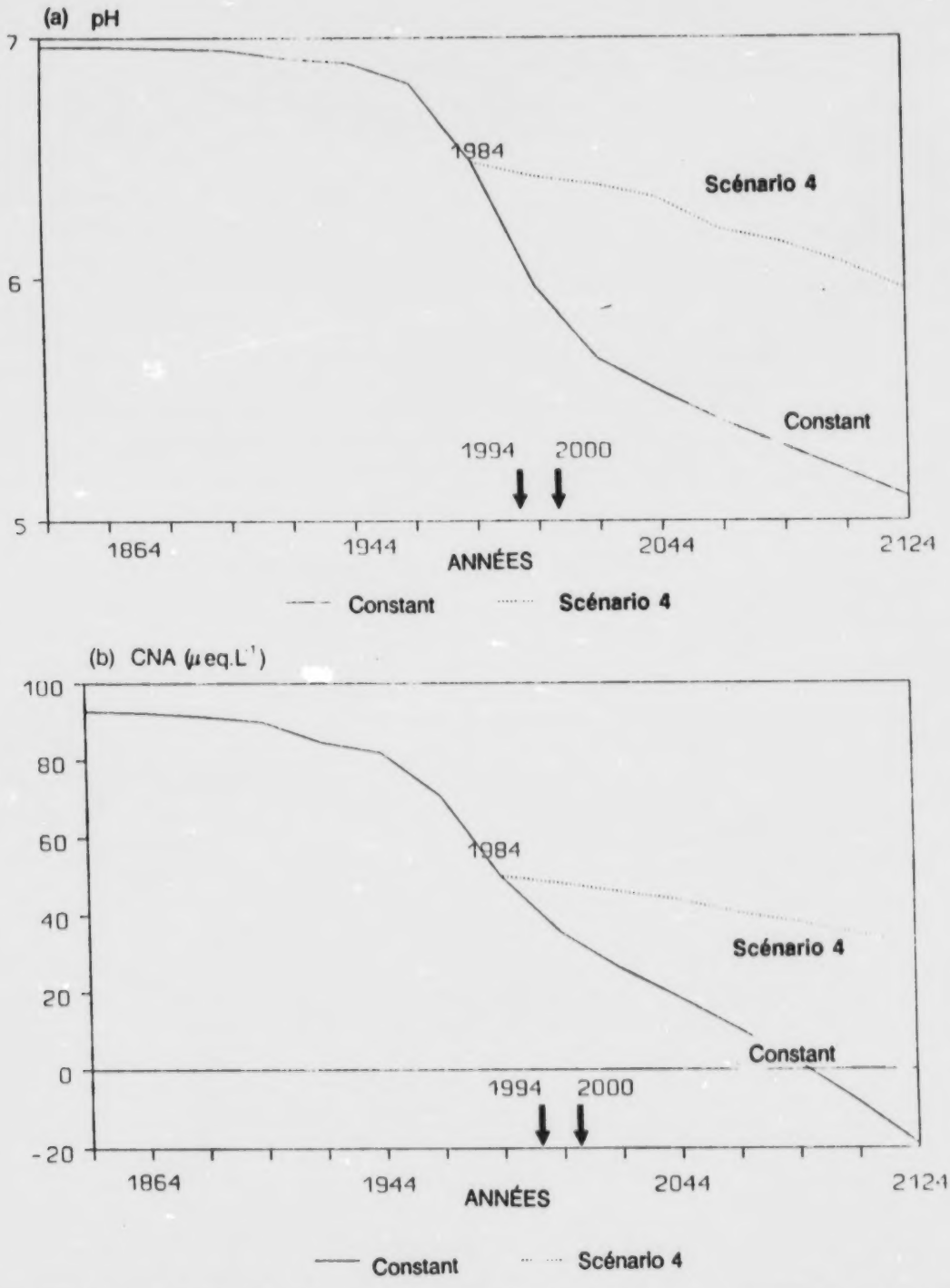


Figure 4.3.10 : Prédictions du modèle MAGIC pour a) le pH et b) le CNA pour l'émissaire du lac Batchawana (TLW) selon des dépôts de SO_4^{2-} actuels constants et ceux qui adviendraient suite au scénario 4 (voir texte).

coupes de sol dans une petite région du TLW et a constaté que l'adsorption la plus importante se chiffrait à 40 ppm SO_4^{2-}-S alors que trois échantillons n'adsorbaient pas du tout le SO_4^{2-}. Une analyse de sensibilité a été effectuée en faisant varier la valeur EMX de 25 à 100 $\mu eq.L^{-1}$ pour une charge constante de SO_4^{2-} de 27,8 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. L'effet de ces changements sur le pH de l'émissaire du lac Batchawana est indiqué à la figure 4.3.11a. La figure 4.3.11b donne par ailleurs les résultats pour les scénario. Pour un apport constant, le modèle MAGIC indique qu'il faudrait 58 ans de plus pour que le système s'acidifie jusqu'à un pH de 5,5 si la valeur d'EMX était de 100 plutôt que de 25 $\mu eq.L^{-1}$. De la même façon, sur la base d'une réduction des dépôts, il prévoit qu'il faudrait 70 ans de plus pour que le système s'acidifie jusqu'à un pH=6,5 pour les deux valeurs EMX. Il est manifeste qu'il faut tenir compte des incertitudes que révèlent les résultats lorsque le modèle MAGIC est appliqué à de vastes régions où d'importantes variations peuvent exister dans les paramètres du modèle.

4.3.6.1.2 Simulation à court terme

Les modèles ILWAS, RAINS, ETD et TMWAM ont été appliqués au lac Batchawana dans le TLW afin d'évaluer et de comparer l'exactitude des prédictions du modèle en ce qui concerne les variations saisonnières du pH et du CNA. Tous les modèles, à l'exception de ILWAS, ont été appliqués pour la période qui va de janvier 1981 à décembre 1984; ILWAS ne pouvait être utilisé qu'à partir de janvier 1983 puisqu'il n'y avait pas de données suffisantes pour 1981 et 1982. Les modèles utilisent tous des données ordinaires sur les dépôts et la météorologie. La figure 4.3.12 présente les simulations de pH et du CNA mensuels moyens ainsi que les données observées. Les modèles fournissent des simulations différentes de la chimie aquatique. Les prévisions mensuelles ont été comparées aux données observées au moyen du coefficient d'efficacité (E est une mesure de l'amélioration de la variance par rapport aux données moyennes du modèle, Nash et Sutcliffe 1970), du coefficient de corrélation (r) et de la pente de la régression (s). Cette analyse a montré que TMWAM produit une simulation du pH légèrement meilleure (E=0,26, r=0,64, s=0,65) que ETD, alors que ce dernier donne de meilleurs résultats pour les prévisions du CNA (E=0,61, r=0,78, s=0,96). Le modèle RAINS s'est avéré le moins efficace pour les deux variables chimiques et, en fait, ne constituait pas une amélioration par rapport à une simulation fondée sur les moyennes. Il n'a pas été possible d'inclure le modèle ILWAS dans la comparaison puisqu'il n'a été utilisé que pour les deux dernières années. Toutefois, la consultation de la figure 4.3.12 montre clairement qu'il tend à surestimer davantage les fluctuations du CNA que les modèles ETD et TMWAM mais beaucoup moins que le modèle RAINS. Il a par ailleurs permis de meilleures prédictions des fluctuations du pH (aussi bien en amplitude que sur le plan chronologique) que les modèles ETD ou RAINS.

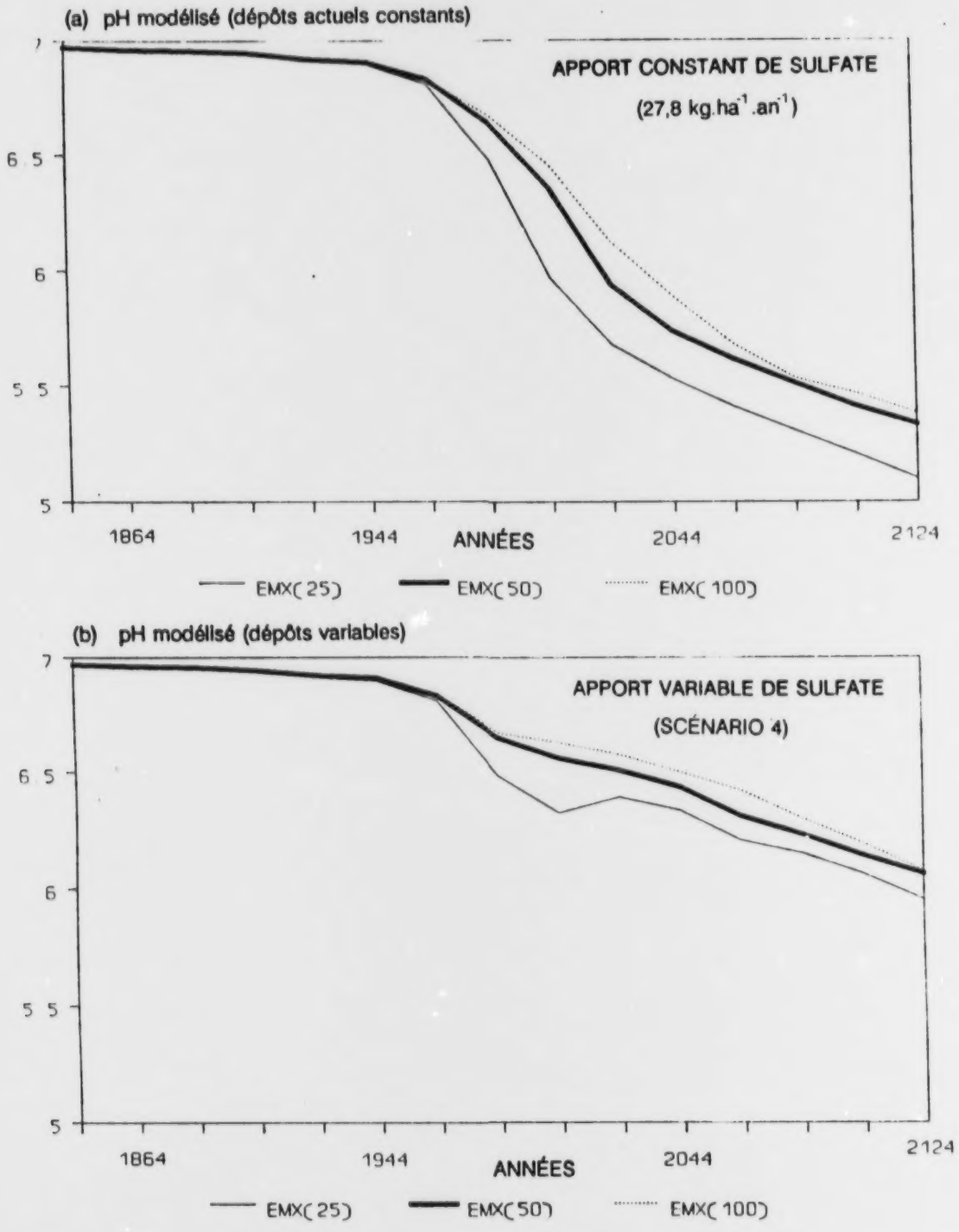


Figure 4.3.11 : Variation du pH prédit par le modèle MAGIC dans l'émissaire du lac Batchawana pour trois valeurs du paramètre EMX pour a) les dépôts actuels de SO_4^{2-} constants et b) les dépôts issus du scénario 4 (voir texte).

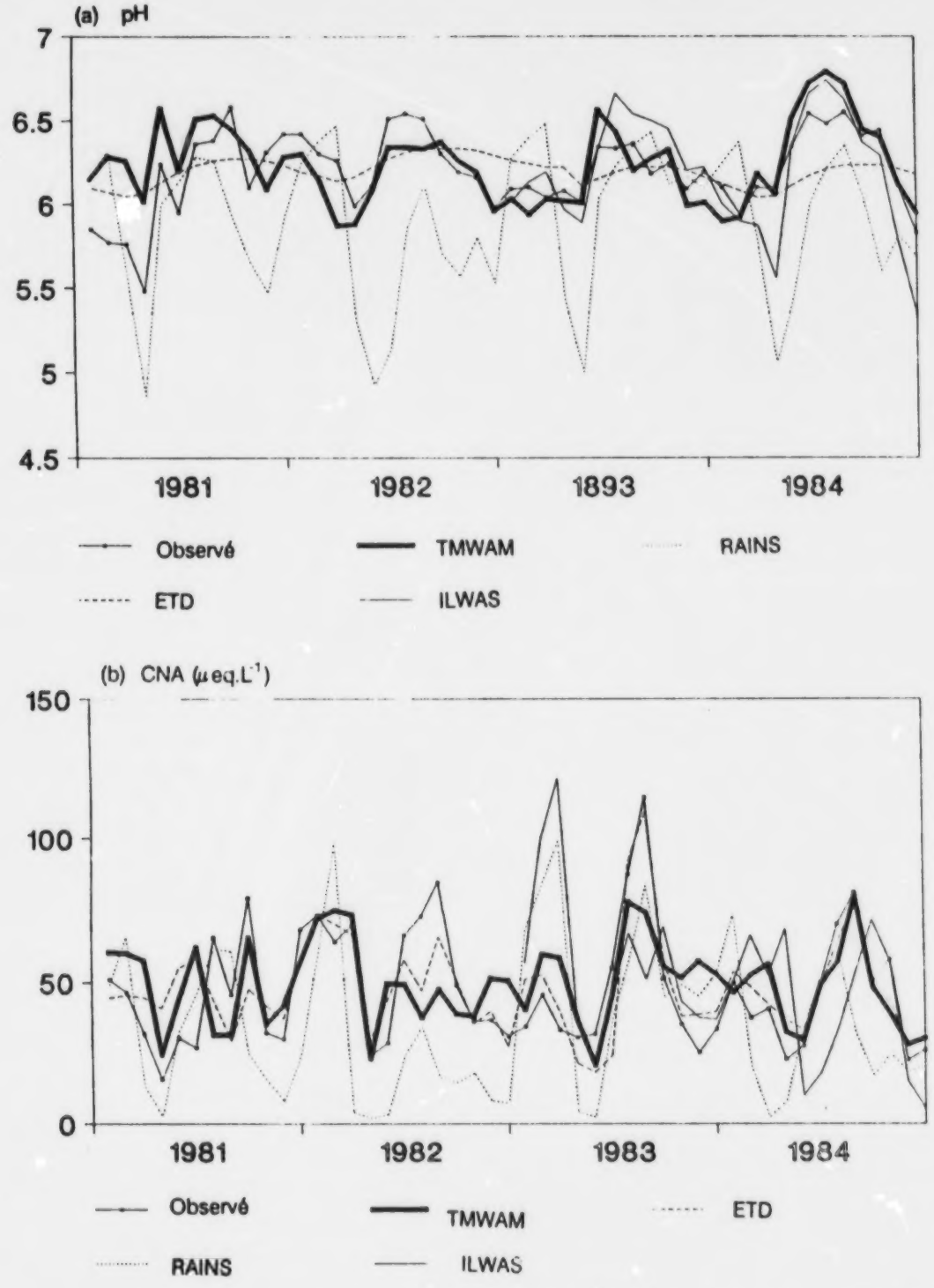


Figure 4.3.12 : a) pH et b) CNA observés et prédits à l'émissaire du lac Batchawana entre 1981 et 1984 (prédictions des modèles TMWAM, ETD, ILWAS et RAINS).

Il est très difficile de vérifier l'exactitude des données fournies par les modèles d'acidification des bassins utilisés pour évaluer les réponses à long terme. Pour pouvoir établir de façon stricte la validité des informations fournies par de tels modèles, il faut disposer de séries chronologiques portant sur de longues périodes afin de pouvoir déterminer si les prédictions du modèle correspondent à ce qui a été observé. Malheureusement, pour la plupart des régions, de telles séries chronologiques sont rares, quand elles existent. Il demeure donc difficile de savoir si les réponses à long terme estimées au moyen de ces modèles constituent effectivement des projections de la réalité. Trois modèles sur les quatre, qui ont été appliqués au TLW, ont prédit les fluctuations mensuelles ou saisonnières de l'acidité avec un degré raisonnable d'exactitude.

4.3.6.2 MODÉLISATION DE L'ACIDIFICATION ÉPISODIQUE

Comme le montre la figure 4.3.12, il se produit souvent des baisses de pH >0,5 unité dans le TLW, surtout au moment de la fonte des neiges. Des remarques ont été faites précédemment au sujet de l'acidification épisodique (partie 4.1a.8). Statistiquement, l'ampleur, la durée, la fréquence et le moment des épisodes d'acidification peuvent être rattachés à des événements hydrologiques au moyen de la méthode de Waylen (1981). La probabilité d'occurence d'épisodes d'acidification, définie en fonction d'un pH <6 dans le lac Batchawana (TLW) et d'un pH <5 dans la rivière Mersey (sud de la Nouvelle-Écosse), est indiquée à la figure 4.3.13. Les différences au niveau de la définition d'un épisode traduisent les différences de caractéristiques du milieu et de la chimie aquatique de ces régions. Il se produit au maximum trois épisodes d'acidification par an, ainsi qu'en témoigne le PO maximum (probabilité d'occurence) de trois pour les deux régions. La probabilité de durée d'un épisode a également été évaluée (figure 4.3.14) et il est possible de constater que 50 % d'entre eux durent <15 jours dans le TLW, mais environ 35 jours dans la rivière Mersey.

4.3.6.3 APPLICATION RÉCENTE DE MODELES COMPLEXES A D'AUTRES SITES CANADIENS

Jusqu'à présent, les modèles complexes d'acidification n'ont été utilisés que pour quelques sites au Canada. Les rivières Mersey et Moose Pit, dans le sud de la Nouvelle-Écosse, sont affectées à la fois par une acidité organique naturelle et par des dépôts de SO_4^{2-} (Kerekes et al 1986). Les épisodes de fonte intermittente compliquent souvent l'analyse de la variabilité saisonnière de la chimie des eaux de surface (Howell 1989; Freedman et Clair 1987). Clair et al (1989b) ont également constaté des changements saisonniers au niveau des coefficients pK pour les acides organiques. Lam et al (1989) ont appliqué le modèle TMWAM au bassin de ces deux rivières et sont parvenus à simuler la plupart des changements saisonniers à la qualité d'eau observés entre 1983 et 1985. Grâce à la technique de Rustad et al (1986), Lam et al (1989) ont également estimé que, à cause des différences au niveau de l'acidité organique, le pH moyen de la rivière Mersey passerait de 4,99 à 5,38 si la concentration de SO_4^{2-} y était

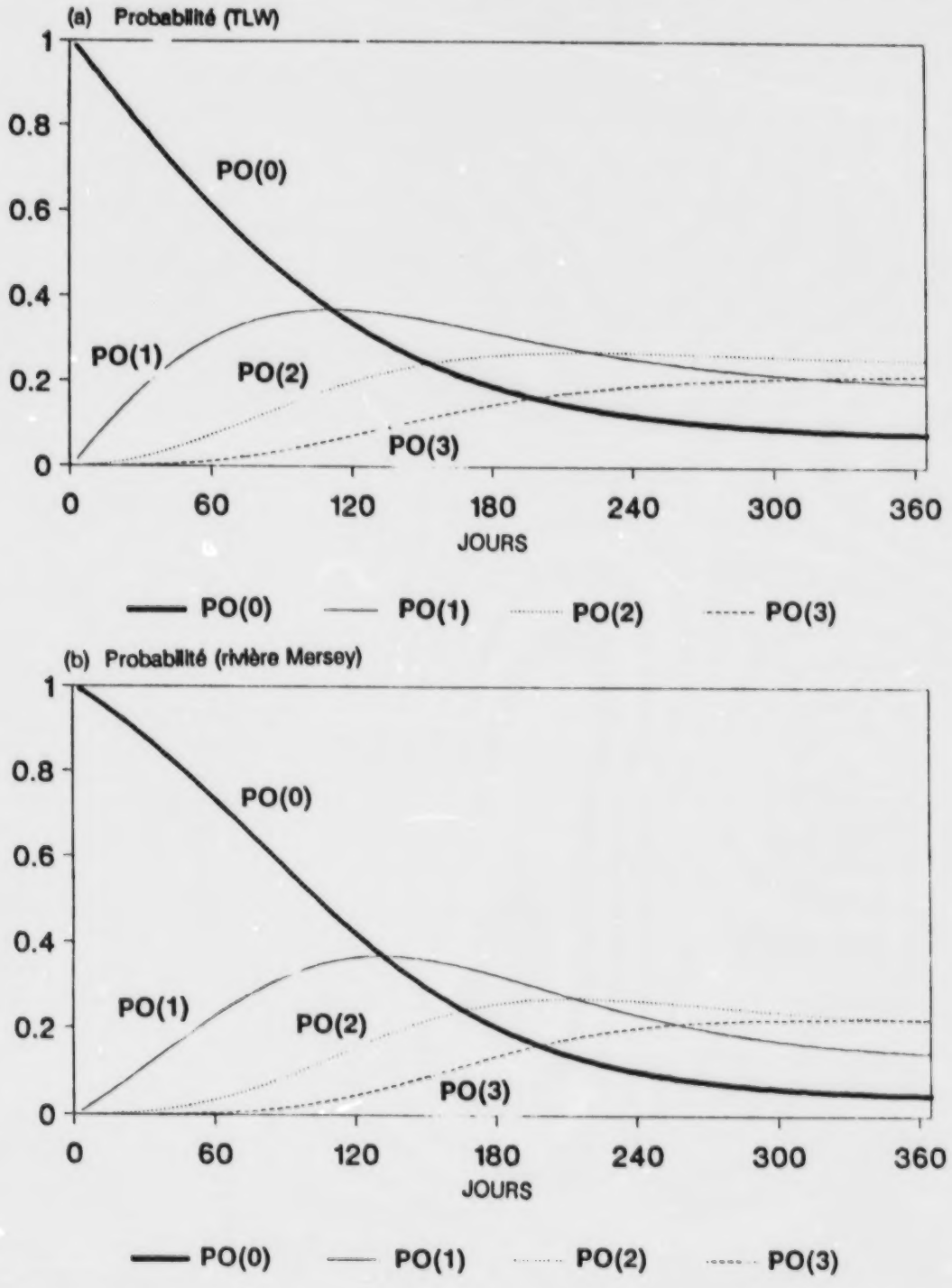


Figure 4.3.13 : Probabilité que 0, 1, 2 ou 3 périodes d'acidification épisodique surviennent chaque année dans a) le TLW (pH <6) et b) la rivière Mersey (pH <5) sur la base de la méthode de Waylen (1981).

réduite de 50 % alors que dans la rivière Moose Pit, il n'augmenterait que de 4,64 à 4,82. Ces prédictions ne pourront être confirmées que grâce à une amélioration de la mesure des anions organiques (Bourbonnière et al 1989) et des techniques de modélisation (Clair et Kramer, soumis).

Le modèle Birkenes (Rustad et al 1986) a été modifié afin d'y intégrer l'effet des acides organiques. Lorsqu'appliqué à un des cours d'eau qui se jettent dans le lac Harp (centre-sud de l'Ontario), le modèle a effectivement pu simuler les variations de chimie de l'eau observées, y compris les épisodes de fonte des neiges. L'analyse faite à partir de ce modèle a révélé qu'une réduction de 50 % des concentrations de SO_4^{2-} dans le cours d'eau entraînerait une augmentation du pH de 0,17 à 0,47 unité (moyenne = 0,32), ce qui est similaire à ce qui a été établi pour la rivière Mersey.

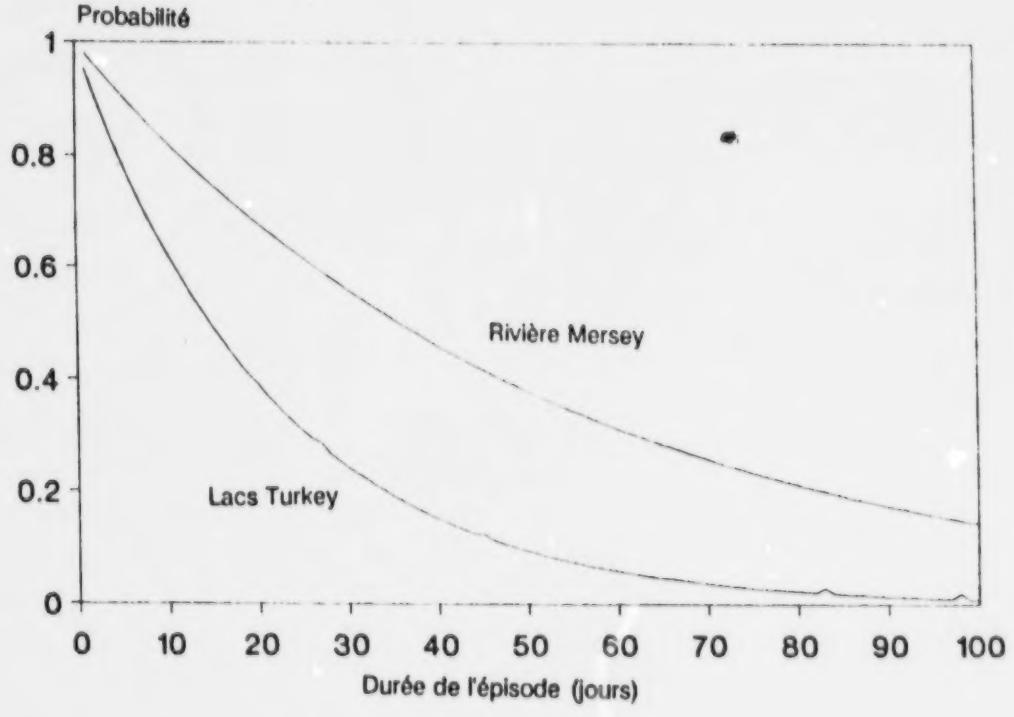


Figure 4.3.14 : Probabilité de durée de l'acidification épisodique dans le TLW et la rivière Mersey. Les seuils de pH définissant un épisode sont précisés dans le texte.

4.4 QUELLES SONT LES MESURES POTENTIELLES DE MITIGATION A COURT TERME, LEURS CONSEQUENCES PROBABLES ET LEUR SUCCES ANTICIPÉ ?

Résumé : La manière la plus courante de minimiser l'impact de l'acidification des eaux intérieures sur les ressources halieutiques consiste à répandre du calcaire ou toute autre substance alcaline dans les lacs et les rivières afin de neutraliser les apports acides. La neutralisation ou «chaulage» a été largement utilisée pour traiter les symptômes de l'acidification en Scandinavie (Bengtsson et al 1984, Rosseland et Hindar 1988). Le chaulage est également pratiqué aux États-Unis, où des programmes opérationnels et expérimentaux ont été mis en place (Porcella 1989, Schofield et al 1986). Au Canada, le chaulage se pratique à titre expérimental à quelques sites et l'utilisation de cette méthode a effectivement permis de préserver une espèce indigène sauvage de saumons atlantiques et de rétablir une population de touladis capable de se reproduire. Toutefois, l'accroissement du pH et du CNA consécutif au chaulage ne dure pas eternellement et les traitements doivent se poursuivre tant que les lacs et les cours d'eau continuent de recevoir des dépôts acides. Le «succès» des expériences de chaulage ne devraient pas restreindre les efforts de contrôle des émissions industrielles de SO_2 puisqu'il s'agit là de la seule solution raisonnable à long terme. D'autres méthodes d'amélioration, telque l'ensemencement avec des poissons élevés en pisciculture, pourraient également s'avérer utiles dans certains cas mais elles ne corrigent pas la cause du problème.

4.4.1 EXPÉRIENCES DE NEUTRALISATION MENÉES AU CANADA

4.4.1.1 ONTARIO - LACS DE LA RÉGION DE SUDBURY

Les expériences de neutralisation effectuées sur des lacs acides contaminés par des métaux (Cu, Ni, Zn), à proximité des fonderies de Sudbury, ont montré que les améliorations de la qualité de l'eau ainsi réalisées risquent de ne pas durer et que les concentrations en métaux demeurent à des niveaux toxiques pour la plupart des organismes, et surtout les poissons (Yan et Dillon 1984). Le chaulage du lac Bowland, un lac situé à l'extérieur de la zone où les dépôts de métaux sont importants, a permis de hausser le pH de 5,0 à 6,7 et d'entrainer une diminution des concentrations de Al de 130 à 30 $\mu g.L^{-1}$ (Molot et al 1990a). Même si, durant la fonte des neiges, les eaux de ruissellement ont continué de causer des baisses de pH à proximité des rives du lac Bowland, les touladis ensemencés ont survécu, grandi et se sont reproduits (Gunn et al, sous presse). Certaines réponses positives ont par ailleurs été observées pour le phytoplancton (Molot et al 1990b), le zoobenthos (Keller et al, sous presse) et les algues filamenteuses (Jackson et al, sous presse).

4.4.1.2 QUÉBEC - LACS A OMBLE DE FONTAINE

Huit lacs situés près du parc national de la Mauricie, au Québec, dont le pH était compris entre 5,0 et 6,1 ont été chaulés réensemencés avec de l'omble de fontaine afin d'améliorer le rendement de la pêche à la ligne (Houde et al 1989). Le chaulage hivernal n'a généré que de faibles taux de dissolution au début, mais l'efficacité s'est accrue par la suite pour atteindre des niveaux similaires (70 %) à ceux obtenus plus rapidement par l'intermédiaire des chaulages faits en été. Le rendement de la pêche à la ligne s'est avère plus élevé dans les lacs chaulés que dans les lacs situés à proximité où cette opération n'a pas été réalisée, mais cet effet n'était pas lié au fait que les lacs aient ou non été acides avant le chaulage.

4.4.1.3 NOUVELLE-ÉCOSSE - RIVIERES A SAUMONS ATLANTIQUES

White et al (1984), Watt et al (1984) et Watt (1986) ont évalué l'efficacité de plusieurs méthodes de chaulage des rivières à saumons (doseurs, déversement de gravier calcaire et chaulage du lac amont) et ont conclu que la façon la plus pratique et la plus économique de parvenir à un rétablissement à court terme des habitats acidifiés du saumon en Nouvelle-Écosse consistait à chauler les lacs amont. Ces lacs chaulés exportent du CNA vers les habitats situés en aval en compensant automatiquement lors des montées rapides des eaux. Les lacs sont chaulés en hiver afin d'éviter que des couches d'eau de ruissellement acide se forment à la surface des lacs durant cette saison. Le principal inconvénient est que l'eau de la plupart des lacs de Nouvelle-Écosse se renouvelle en moins d'un an et qu'il faut donc recommencer le chaulage chaque année.

L'objectif de l'expérience menée dans la rivière East était de réaliser un «sauvetage génétique» afin de vérifier s'il était possible de préserver un stock sauvage indigène de saumons atlantiques au sein d'un refuge désacidifié (Watt et al, en préparation). Quelque 400 tonnes de chaux ont été épandues chaque année sur la glace des lacs d'amont qui se déversent dans la rivière East. Avant le chaulage, les densités des populations d'alevins de saumons se situaient pratiquement à zéro dans la rivière alors qu'elles étaient généralement significativement plus élevées après le chaulage. La densité de la population d'alevins s'est élevée durant l'été 1989 pour atteindre la valeur la plus forte jamais enregistrée dans la rivière East depuis le début de l'étude. Ni la distribution ni les densités d'omble de fontaine et d'anguilles d'Amérique n'ont manifesté de réponse nette au chaulage. La densité des populations de meuniers noirs, de ménés de lac et de fondules barrés n'a pas changé mais ces espèces ont été observées en plus d'endroits de la partie chaulée de la rivière qu'avant le chaulage.

Sangalang et Freeman (1987), Freeman et al (1989) et Sangalang et al (soumis) ont conservé des saumons atlantiques adultes dans des cages durant la saison de reproduction afin de vérifier les effets physiologiques du chaulage. Avant celui-ci, les saumons maintenus dans des eaux de faible pH (4,7-5,1) gagnaient moins de poids, étaient affectés d'une mortalité plus élevée et se caractérisaient par un développement sexuel et des hormones corticoïdes anormal comparativement aux poissons maintenus dans des eaux de pH plus élevé (5,3-5,8). Des différences significatives ont été notées au niveau de la morphométrie et l'histologie des branchies, dans les niveaux de glucose dans le plasma, dans le plasma, dans les niveaux d'électrolyte dans le foie et les muscles et des changements ont été constatés dans les os et les hormones thyroïdiennes ainsi que dans les niveaux d'enzymes du foie (Brown et al soumis; Harvey et al soumis; Majewski et al soumis; Jagoe et Haines soumis; Wesson et al soumis; et Willis et al, sous presse). Le chaulage des eaux de faible pH a inversé ces effets mais n'a pas entièrement éliminé la totalité d'entre eux.

4.4.2 AUTRES MÉTHODES DE MITIGATION

Il est possible d'élever les juvéniles vulnérables dans un milieu protégé puis de les transférer dans les lacs, lorsqu'ils ont atteint une taille se prêtant à la pêche à la truite (Houde et al 1989), lorsqu'ils sont prêts à prendre la mer dans le cas du saumon atlantique (Anon. 1988). Le Canada a pu remplacer de 10 % à 15 % de la production de saumons atlantiques perdue du fait des pluies acides en utilisant l'excès de capacité existant dans les pisciculture à un coût d'environ 100 $ par poisson pêché (Watt 1988). Cela représente la moitié du coût du chaulage. Cependant, la construction de nouvelles pisciculture permettant un ensemencement plus complet coûterait autant que le chaulage. Le ministère des Pêches et Océans a introduit 1,7 million de saumoneaux atlantiques dans les cours d'eau acidifiés de Nouvelle-Écosse depuis 1980.

L'introduction de poissons tolérant les eaux acides constitue une autre façon de rétablir l'habitat. Rahel (1983), Schom (1986) et Hurley et al (en préparation) ont montré que la tolérance aux eaux acides varie entre différentes souches de poissons au sein de la même espèce. Des souches résistantes ont été introduites dans les lacs des Monts Adirondacks dans l'état de New York (Simonin et al 1988), mais une évaluation du programme a conclu que même les souches résistantes (ombles de fontaine) risquaient de ne pas survivre dans les lacs les plus acides de la région.

4.5 QUELLES SONT LES LACUNES DANS LES CONNAISSANCES QU'IL EST LE PLUS URGENT DE COMBLER ET QUELLES NOUVELLES ORIENTATIONS DOIT PRENDRE LA RECHERCHE ?

Les recherches sur la structure et la fonction des écosystèmes aquatiques ainsi que la surveillance de leurs caractéristiques chimiques et biologiques réalisée au cours des dix dernières années ont permis d'acquérir les informations nécessaires à la réalisation de la présente étude. Même si la compréhension des conséquences écologiques des dépôts acides a largement progressé, la réalisation de ce document a montré que plusieurs lacunes dans les connaissances limitent en empêchant de tirer des conclusions quantitatives portant sur les relations de causes à effets. Les besoins en recherche découlant de ces lacunes peuvent être groupées en cinq catégories générales. Il n'est cependant pas possible d'assigner des priorités précises puisque nombre des activités de recherche indiquées ci-dessous sont interdépendantes.

Analyses des données

Une analyse plus poussée des données recueillies au cours des dix dernières années permettra d'améliorer la connaissance quantitative de l'étendue et de l'importance des effets de l'acidification sur les systèmes aquatiques. Il s'agit notamment de l'extrapolation statistique des informations disponibles sur la chimie des eaux lacustres à l'ensemble des plans d'eau de l'est du Canada; de l'élaboration d'indices d'acidification et de leur mise en relation avec des informations sur l'état des conditions biologiques; de la mise au point de seuils écologiques exprimés en termes de CNA plutôt que du pH à l'équilibre avec le PCO_2; de l'évaluation de la base de données sur les cours d'eau et les rivières; de l'analyse plus raffinée des corrélations entre les caractéristiques physiques du milieu et la chimie aquatique; et d'une analyse plus approfondie des données en relation avec les effets acidificateurs des dépôts de N. Il est également nécessaire de mettre au point de nouvelles méthodes de mesure de l'acidité organique ou les concentrations en anions organiques afin de parvenir à une meilleure connaissance de leur contribution spécifique à l'acidité globale des eaux de surface. Il faudrait par ailleurs réunir des informations sur la biomasse ou le rendement des pêches à partir des bases de données biologiques existantes afin de pouvoir les incorporer aux modèles de prédiction des effets biologiques.

Inventaires

Les petits lacs (< 1 ha) constituent une forte proportion des ressources lacustres canadiennes sur le plan numérique et forment également un habitat important pour certaines espèces aquatiques. Malgré cela, pratiquement rien n'est connu de leur situation chimique et biologique. Les inventaires qu'il faudra effectuer dans les cinq prochaines années afin de combler cette lacune, pourraient être élaborés à partir d'un critère statistique de sélection des lacs (qui ne seraient appliqués qu'à l'échelon local) afin de valider les extrapolations statistiques faites par des modèles à partir des informations provenant des échantillonnages. Il faut par ailleurs accorder une grande priorité

qu'auparavant à la collecte de données sur les effets liés aux dépôts de N et à la mobilisation des métaux. Il est de plus nécessaire de procéder à des études sur les eaux souterraines et de surface de l'Ouest canadien afin de combler les lacunes de notre connaissance.

Surveillance

Les données recueillies dans le cadre de programmes de surveillance à long terme demeurent le seul moyen sûr de vérifier la validité des modèles d'acidification, de mesurer la réponse écologique aux programmes de contrôle des émissions et de quantifier la variabilité saisonnière et épisodique naturelle des systèmes aquatiques. Il est essentiel que les activités actuelles de surveillance à long terme (qui se déroulent maintenant depuis près de 10 ans) soient maintenues à perpétuité. Les informations disponibles actuellement pour l'évaluation du taux et de la portée de la réponse biologique à une diminution de l'acidité des eaux sont en effet minimes. Il est indispensable d'explorer plus avant l'évolution et le taux de régénération biotique, et notamment d'évaluer les effets secondaires liés aux interactions entre les espèces. Il faut par ailleurs accroître les recherches sur l'évaluation des effets sur la faune.

Il est préférable d'effectuer une partie importante de la surveillance à long terme dans le contexte d'un écosystème entier (ce que l'on appelle quelquefois «la surveillance intégrée») au sein duquel tous les aspects des propriétés climatiques, hydrologiques, géochimiques et biologiques d'un bassin peuvent être suivis afin de pouvoir en déduire les mécanismes de réponse qui surviennent dans l'écosystème témoin. Les recherches et les activités de surveillance de ce type qui sont actuellement menées doivent être maintenues et amplifiées. Les connaissances ainsi gagnées présentent des avantages qui dépassent largement l'étude des effets aquatiques du TADPA. Il est nécessaire d'établir un lien direct et reconnu entre ces activités et les programmes de recherche sur les autres substances contaminantes (métaux, matières organiques toxiques, etc.) pour que soit rendu possible l'évaluation des proportions relatives de dommage biotique causé par les différents polluants. Il est également souhaitable de chercher à mieux comprendre la relation entre l'acidité et les autres contaminants (par exemple Hg). L'élaboration de telles bases d'information est indispensable à la mise au point des modèles de prédiction. La recherche d'une connaissance, encore très limitée, des effets biologiques de l'acidification épisodique est plus facile à effectuer sur de tels sites de surveillance. Une meilleure compréhension des relations entre les éléments terrestres et aquatiques de l'écosystème est fondamentale et il est donc justifié de procéder à des recherches permettant de mieux quantifier ces liens.

Zones humides

Les zones humides constituent un habitat important pour nombre d'espèces (particulièrement les oiseaux) et leur réponse aux dépôts acides n'est pas la même que celle de la plupart des lacs. L'importance des mécanismes d'accumulation et de libération de S et de N dans les zones humides ainsi que les effets des dépôts sur la production de COD dans celles-ci ont besoin d'être mieux connus. De plus, les zones humides devraient être incorporées au programme de surveillance. Il est important d'élaborer une base de données géographiquement définie à leur sujet pour l'est du Canada.

Modélisation

Il faut améliorer les modèles ou en élaborer de nouveaux afin de parvenir à mieux prédire les effets des réductions d'émissions de SO_2 et de NO_x sur les biotes et la chimie aquatique. Sur le plan de la modélisation, les besoins comprennent donc : l'incorporation de N dans les modèles de chimie aquatique; l'amélioration de la prédiction des effets de l'acidité organique naturelle; la poursuite du développement de modèles servant à l'estimation du dommage biologique; et des améliorations dans la détermination des charges critiques. La confirmation de la validité des modèles actuels au moyen de données de surveillance toujours plus nombreuses demeure une priorité. Cet effort, conjugué à une augmentation de notre connaissance des mécanismes biogéochimiques qui régularisent la chimie aquatique, aboutira à plus de précision dans les prédictions des modèles et l'évaluation de la réversibilité de l'acidification.

4.6 RÉFÉRENCES

Allard, M. and Moreau, G.: 1986, Influence of acidification and aluminum on the density and biomass of lotic benthic invertebrates, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 673.

Almer, B., Dickson, W., Ekstrom, C., and Hornstrom, E.: 1974, Effects of acidification on Swedish lakes, Ambio **3**, 30.

Alvo, R., Hussell, D.J.T., and Berrill, M.: 1988, The breeding success of common loons (Gavia immer) in relation to alkalinity and other lake characteristics in Ontario, Can. J. Zool. **66**, 746.

Andersson, P. and Borg, H.: 1988, Effects of liming on the distribution of cadmium in water, sediment, and organisms in a Swedish lake, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45**, 1154.

Andren, A.W. and Nriagu, J.O.: 1979, The global cycle of mercury, in Nriagu, J.O. (ed.), The biogeochemistry of mercury in the environment, Elsevier/North-Holland, Amsterdam, 696 p.

Andren, C., Henrikson, L., Olsson, M., and Nilson, G.: 1988, Effects of pH and aluminum on embryonic and early larval stages of Swedish brown frogs Rana arvalis, R. temporaria, and R. dalmatina, Ho. Ecol. **11**, 127.

Anon.: 1988, Report of the ICES Acid Rain Study Group, ICES Doc. C.M. 1988/M:5.

Anon.: 1989, Report of the Study Group on Toxicological Mechanisms Involved in the Impact of Acid Rain and its Effect on Salmon. ICES Doc. C.M. 1989/M: 4.

Arp, P.A. and Ramnarine, S.: 1983, Verifying the effects of acid precipitation on soil leachates - a comparison between published records and model predictions, Ecol. Modelling **19**, 119.

Arvola, L., Salonen, K., Bergstrom I., Heianaen, A., and Ojala, A.: 1986, Effects of experimental acidification on phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton in enclosures of a highly humic lake, Int. Revue ges. Hydrobiologia **3**, 30.

Baker, L.A., Eilers, J.M., Cook, R.B., Kaufmann, P.R., and Herlilhy, A.T.: in press, Current water chemistry and biogeochemical process in Case Study Regions: intercomparison and synthesis, in Charles, D.F. (ed), Acid Deposition and Aquatic Ecosystems: Regional Case Studies, Springer-Verlag.

Barr, J. F.: 1973, Feeding ecology of the common loon (Gavia immer) in oligotrophic lakes of the Canadian shield, Ph.D. dissertation, Univ. Guelph, Guelph, Ontario.

Barr, J.F.: 1986, Population dynamics of the common loon (Gavia immer) associated with mercury contaminated waters in northwestern Ontario. Can. Wildl. Serv. Occasion. Paper Ser. No. 56.

Barth, H. (ed.): 1987, Reversibility of Acidification. Elsevier Applied Science Publ. Ltd., New York, 175 p.

Battarbee, R. W., Flower, R. J., Stevenson, A. C., Jones, V. J., Harriman, R., and Appleby, P. G.: 1988, Diatom and chemical evidence for reversibility of acidification of Scottish lochs, Nature **332**, 530.

Bayley, S.E., Behr, R.S. and Kelly, C.A.: 1986, Retention and Release of S from a freshwater wetland, Wat. Air Soil Pollut. **31**, 101.

Bayley, S. E., Vitt, D.H., Newbury, R.W., Beaty, K.G., Behr, R., and Miller, C.: 1987, Experimental acidification of a Sphagnum -dominated peatland: first year results, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44** (Suppl 1), 194.

Bayley, S., Parker, B., Vitt, D., and Rosenburg, D.: 1988, Experimental acidification of a freshwater wetland. Wildlife Toxicology Fund, Final Report, 101 p.

Beamish, R. J.: 1974, Loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada as a consequence of atmospheric fallout of acid, Wat. Res. **8**, 85.

Beamish, R. J.: 1976, Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effects on fishes, Wat. Air, Soil Pollut. **6**, 501.

Beamish, R. J., and Harvey, H. H.: 1972, Acidification of the LaCloche mountain lakes Ontario, and resulting fish mortalities, J. Fish. Res. Board Can. **29**, 1131.

Beamish, R. J., Lockart, W. L., Van Loon, J. C., and Harvey, H. H.: 1975, Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes, Ambio **4**, 98.

Beck, M.B., Drummond, D., Kleissen, F.M., Langan, S.J., Wheater, H.S., and Whitehead, P.G.: 1987, Surface water acidification: The Birkenes data revisted, in M.B. Ceck (ed.). Systems analysis in water quality management, IAWPRC/Pergamon, pp. 133-150.

Beggs, G.L., Gunn, J.M., and Olver, C.H.: 1985, The sensitivity of Ontario lake trout (Salvelinus namaycush) and lake trout lakes to acidification. Ont. Fish. Tech. Rep. 17, 24p.

Beggs, G. L. and Gunn, J. M.: 1986, Response of lake trout (Salvelinus namaycush) and brook trout (S. fontinalis) to surface water acidification in Ontario, Water Air Soil Poll. **30**, 711.

Behr, R.: 1985, Sulphur dynamics in an experimentally acidified mire in northwestern Ontario. M.Sc. Thesis, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba, 105p.

Bendell-Young, L.I. and Harvey, H.H.: 1988, Metals in Chironomidae larvae and adults in relation to lake pH and lake oxygen deficiency, Verh. Internat. Verein. Limnol. **23**, 246.

Bendell-Young, L.I., Harvey, H.H., and Young, J.F.: 1986. Accumulation of cadmium by white suckers (Catostomus commersoni) in relation to fish growth and lake acidification, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **43**, 806.

Bendell, B. E. and McNicol, D. K.: 1987, Fish predation, lake acidity and the composition of aquatic insect assemblages, Hydrobiologia **150**, 193.

Bendell, B. E. and McNicol, D. K.: (in press), An assesment of leeches (Hirudinea) as indicators of lake acidification, Can. J. Zool.

Bendell, B. E. and McNicol, D. K.: (in prep.), Duckling diet and invertebrate food resources with respect to fish and lake acidity, J. Appl. Ecol.

Bengtsson, B., Bagelius, A., and Thornelof, E.: 1984, Kalkning av sjoar och vattendrag. Statens Naturvardsverk, SNV PM 1786, 140 p.

Bergmann, M.A. and Welch, H.E.: 1985, Spring Meltwater Mixing in Small Arctic Lakes, Can. J. Fish. Aquat.

Sci. **42**, 1789.

Berrill, M., Hollett, L., Margosian, A., and Hudson, J.: 1985, Variation in tolerance to low environmental pH by the crayfish Orconectes rusticus, O. propinquus, and Cambarus robustus, Can. J. Zool. **63**, 2586.

Bjørklund, I., Borg H., and Johansson. K.: 1984, Mercury in Swedish lakes - its regional distribution and causes, Ambio, **13**, 118.

Blancher, P. J. and McNicol, D. K.: 1988, Breeding biology of tree swallows in relation to wetland acidity, Can. J. Zool. **66**, 842.

Blancher, P. J. and McNicol, D. K.: (in prep.), Tree swallow diet in relation to wetland acidity, MS.

Bleiwas, A.S.H., Stokes, P.M., and Olaveson, M.M.: 1984, Six years of plankton studies in the LaCloche region of Ontario, Verh. Internat. Verein. Limnol. **22**, 332.

Blouin, A. C., Lane, P.A., Collins, T.M., and Kerekes, J.J.: 1984, Comparison of plankton-water chemistry relationships in three acid stressed lakes in Nova Scotia, Canada, Int. Revue. ges. Hydrobiologia. **69**, 819.

Bobba, A.G. and Lam, D.C.L.: 1988, Application of a hydrological model to the Turkey Lakes watershed. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45**, 81.

Bobba, A.G. and Lam, D.C.L.: 1989, Application of a hydrological model to acidified watersheds: A study on Mersey River and Moosepit Brook, Nova Scotia. Wat. Air Soil Pollut. **46**, 261.

Bobée, B., Grimard, Y., Lachance, M., and Tessier, A.: 1982, Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec. Québec Ministry of the Environment, Report No. PA-1, 210p.

Bobée, B., Lachance, M., Haemmerli, J., Tessier, A., Charette, J.Y. and Kramer, J.: 1983. Évaluation de la sensibilité à l'acidification des lacs du sud du Québec et incidences sur le réseau d'acquisition de données. Environment Canada, Inland Waters Directorate, Scientific Report No. 157, 198p.

Bottomley, D.J., Craig, D., and Johnston, L.M.: 1984, Neutralization of acid runoff by groundwater discharge to streams in Canadian Precambrian Shield watersheds, J. Hydrol. **75**, 1.

Bottomley, D J., Craig, D., and Johnston, L.M.: 1986: Oxygen-18 studies of snowmelt runoff in a small Precambrian Shield watershed; implications for streamwater acidification in acid sensitive terrain, J. Hydrol. **88**, 213.

Booty, W.G.: 1983, Watershed acidification model and the soil acid neutralization capacity concept. Ph.D. dissertation, McMaster Univ., Hamilton, Ont. Canada, 194p.

Booty, W.G. and Kramer, J.R.: 1984, Sensitivity analysis of a watershed acidification model, Philos.Trans. R. Soc. London, **B305**, 441.

Bowden, W.B.: 1986, Gaseous nitrogen emissions from undisturbed terrestrial ecosystems: an assessment of their impacts on local and global nitrogen budgets, Biogeochemistry, **2**, 249.

Brakke, D.F., Landers, D.H., and Eilers, J.M.: 1988, Chemical and physical characteristics of lakes in the northeastern United States, Environ. Sci. Technol. **22**, 155.

Brakke, F.H.: 1981, Hydrochemistry of high altitude catchments in southern Norway. Dynamics in water and release - fixation of sulphate, nitrate, and hydronium, Medd. Nor. Inst. Skogforsoksves **36**, 21.

Brewer, P.G. and Goldman, J.C.: 1976, Alkalinity changes generated by phytoplankton growth, Limnol. Oceanogr. **21**, 108.

Brezonik, P. L., Baker, L. A., Eaton, J. R., Frost, T. M., Garrison, P., Gratz, T. K., Magnuson, J. J., Rose, W. J., Shephard, B, K., Swenson, W. A., Watras, C. J., and Webster, K. E.: 1986, Experimental acidification of Little Rock Lake, Wisconsin, Wat. Air Soil Pollut. **31**, 115.

Brown, K.A.: 1980, Distribution of sulphur compounds in a peat bog in relation to stream water chemistry. British Report of Central Electricity Research Laboratories RD/L/N 150/80. Central Electricity Generating Board, Surrey, England, 18p.

Brown, K.A.: 1986, Formation of organic sulphur in anaerobic peat, Soil Biol. Biochem. **18**, 131.

Brown, K.A. and MacQueen, J.F.: 1985, Sulphate uptake from surface water by peat, Soil Biol. Biochem. **17**, 411.

Brown, S.B., Evans, R.E., Majewski, H.S., Freeman, H.C., and Klaverkamp, J.F.: (in press), Responses of Atlantic salmon (Salmo salar) to acidic rivers in Nova Scotia and to experimental amelioration: Effects on plasma electrolytes, thyroid hormones and gill histology, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Campbell, P.G.C. and Stokes, P.M.: 1985, Acidification and toxicity of metals to aquatic biota, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **42**, 2034.

Campbell, J.H. and Evans, R.D.: 1987, Inorganic and organic ligand binding of lead and cadmium and resultant implications for bioavailability, Sci. Tot. Environ. **62**, 219.

Canadian World Almanac: 1989, The Canadian World Almanac and Book of Facts. Global Press, Toronto, Canada, 691p.

Caron, F.: 1984, Évaluation, à l'aide des mesures des rapports des isotopes stables du souffre et de l'oxygène, de la proportion des sulfates mesures dans les lacs attribuable aux dépots atmospherigues, Masters Thesis, Institut National de la Recherche Scientifique, Université du Québec, 99p.

Carrière, D., Fischer, K. L., Peakall, D. B., and Angehrn, P.: 1986a, Effects of dietary aluminum sulphate on reproductive success and growth of ringed turtle-doves (Streptopelia risoria), Can. J. Zool. **64**, 1500.

Carrière, D., Fischer, K., Peakall, D., and Angehrn, P.: 1986b, Effects of dietary aluminum in combination with reduced calcium and phosphorus on the ring dove (Streptopelia risoria), Wat. Air Soil Pollut. **30**, 757.

Carter, J.C.H.: 1971, Distribution and abundance of planktonic Crustacea in ponds near Georgian Bay (Ontario, Canada) in relation to hydrography and water chemistry, Arch. Hydrobiologia. **68**, 204.

Carter, J.C.H., Taylor, W.D., Chengalath, R., and Scruton, D.A.: 1986, Limnetic zooplankton assemblages in Atlantic Canada with special reference to acidification, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **43**, 444.

Charette, J.Y., Jones, H.G., Sochanska, W., and Gauthier, J.M.: 1984, Changes in lakewater quality during

spring runoff in a northern Boreal forest subjected to acidic precipitation. Proceedings of the Canadian Hydrology Symposium, No. 15, pp. 201-220.

Charles, D. F. and Norton, S. A.: 1986, Paleolimnological evidence for trends in atmospheric deposition of acids and metals, in Acid Deposition: long-term trends, National Academy Press, Washington, D. C., pp. 335-503.

Charles, D. F., Battarbee, R. W., Renberg, I., Van Dam, H., and Smol, J. P.: 1990, Paleoecological analysis of lake acidification trends in North America and Europe using diatoms and chrysophytes, in Norton, S.A., Lindberg, S.E. and Page, A.L. (eds.), Acid Precipitation, Volume: Soils, Aquatic Processes, and Lake Acidification, Springer-Verlag, New York, pp. 207-276.

Charles, D.F. (ed): in press, Acid Deposition and Aquatic Ecosystems: Regional Case Studies, Springer-Verlag.

Chen, C.W., Gherine, S.A., Hodson, R.J.M., and Dean, J.D.: 1983, The ILWAS Study: Model principles and applications procedures. EPRI EA-3221, Project 1109-5, Vol. 1, Electric Power Research Inst., Palo Alto, CA.

Chengalath, R., Bruce, W.J., and Scruton, D.A.: 1984, Rotifer and crustacean plankton communities of lakes in insular Newfoundland, Verh. Internat. Verein. Limnol. **22**, 419.

Chew, H., Johnston, L.M., Craig, D., and Inch, K.: 1988, Aluminum contamination of groundwater: spring melt in Chalk River and Turkey Lakes Watersheds - preliminary results. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45**(suppl. 1), 66.

Chmielewski, C.M.: 1989, Responses of black flies (Diptera: Simuliidae) to acidity using stream channels and emergence surveys spanning 50 years, M. Sc. thesis, Trent University, Peterborough, Ont. 144p.

Christophersen, N., Seip, H.M., and Wright, R.F.: 1982, A model for streamwater chemistry at Birkenes, Norway, Wat. Resour. Res. **18**, 977.

Clair, T.A. and Whitfield, P.H.: 1983, Trends in pH, calcium, and sulfate of rivers in Atlantic Canada, Limnol. Oceanogr. **28**, 160.

Clair, T.A. and Freedman, B, N.: 1986, Patterns and importance of dissolved organic carbon in four acidic brownwater streams in Nova Scotia, Canada, Wat. Air Soil Pollut. **31**, 139.

Clair, T.A., Schwarcz, H.P., and Kramer, J.R.: 1989a, The origins of sulphur in water from four Nova Scotia basins, Canada, Appl. Geochem. **4**, 93-98.

Clair, T.A., Barlocher, F., Brassard, P., and Kramer, J.R.: 1989b, Chemical and microbial diagenesis of humic matter in freshwaters, Wat. Air Soil Pollut. **46**, 205.

Clair, T.A. and Kramer, J.R.: submitted, Interactions between mineral and organic acids in sufrace freshwater, Environ. Sci. Technol.

Clark, K.L.: 1986a, Distributions of anuran populations in central Ontario relative to havitat acidity, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 727.

Clark, K.L.: 1986b, Responses of spotted salamander, Ambystoma maculatum, populations in central Ontario to havitat acidity, Can. Field Nat. 463.

Clark, K.L. and Euler, D.: 1982, The importance of pH and habitat disturbance in amphibian distributions in central Ontario. Technical Report of the Wildlife Component, Lakeshore Capacity Study. Ont. Min. Nat. Resourc. Queen's Park, Toronto.

Clark, K.L. and Hall, R.J.: 1985, Effects of elevated hydrogen ion and aluminum concentration on the survival of amphibian embryos and larval, Can. J. Zool. **63**, 116.

Clark, K.L. and LaZerte, B.D.: 1985, A laboratory study of the effects of aluminum and pH on amphibian eggs and tadpoles, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **42**, 1544.

Clark, K.L. and LaZerte, B.D.: 1987, Instraspecific variation in hydrogen ion and aluminum toxicity in Bufo americanus and Ambystoma maculatum, Can. J. Fish. Aquat. Sci.**44**, 1622.

Clymo, R.S.: 1987, Interactions of Sphagnum with water and air, in Hutchinson, T.C. and Meema, K.M. (eds.), Effects of Air Pollutants on Forests, Wetlands and Agriculture, Springer-Verlag, New York, pp. 513-529.

Coker, W.B. and Shilts, W.W.: 1979, Lacustrine geochemistry around the north shore of Lake Superior: implications for evaluation of the effects of acid precipitation, in Current Research, Part C, Geological Survey of Canada, Paper 79-1C, 1.

Confer, J.L., Kaaret, T., and Likens, G.E.: 1983, Zooplankton diversity and biomass in recently acidified lakes, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **40**, 36.

Conroy, N., Hawley, K., Keller, W., and Lafrance, C.: 1976, Influences of the atmosphere on lakes in the Sudbury area, J. Great Lakes Res. **2**(Suppl. 1), 146.

Cook, R.B. and Jager, H.I.: (in press), Charles, D.F. (ed.): in press, Upper Midwest: the effects of acidic deposition on lakes, In Acidic Deposition and Aquatic Ecosystems: Regional Case Studies, Springer-Verlag.

Cook, R.B., Jones, M.L., Marmorek, D.R., Elwood, J.W., Malanchuk, J.L., Turner, R.S., and Smol, J.P.: 1988, The effects of acidic deposition on the aquatic resources in Canada: an analysis of past, present and future effects. Oak Ridge National Laboratory, Envir. Sci. Div. Publ. No. 3894, Oak Ridge, Tennessee, 145p.

Cope, W.G., Wiener, J.G., and Rada, R.G.: (in press), Mercury accumulation in yellow perch in Wisconsin seepage lakes: relation to lake characteristics, Environ. Toxicol. Chem.

Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N. and Wright, R.F.: 1985, Modelling the effects of acid deposition: Assessment of a lumped parameter model of soil water and stream chemistry, Water. Resourc. Res. **21**, 51.

Cosby, B.J., Wright, R.F., Hornberger, G.M., and Galloway, J.N.: 1986, Modelling the effects of acid deposition: Estimating long-term water quality responses in a small forested catchment. Water. Resourc. Res. **22**, 1591.

Cox, E.T.: 1978, Counts and measures of Ontario lakes. Fisheries Policy Development Section, Fisheries Branch, Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario, 114p.

Craig, D. and Johnston, L.M.: 1988a, Acid precipitation and groundwater chemistry at the Turkey Lakes Watershed. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45**(suppl. 1), 59.

Craig, D. and Johnston, L.M.: 1988b, Acidification of shallow groundwaters during the spring melt period, Nordic Hydrol. **19**, 89.

Crête, M., Potvin, F., Walsh, P., Beneditti, J.L., Lefebvre, M.A., Weber, J.P., Paillard, G., and Gagnon, J.: 1987, Pattern of cadmium contamination in the liver and kidney of moose and white-tailed deer in Québec, Sci. Tot. Environ. **66**, 45.

Dale, J., Freedman, B., and Kerekes, J.: 1985, Acidity and associated water chemistry of amphibian habitats in Nova Scotia, Can. J. Zool. **63**, 97.

Davies, I. J.: 1989, Population collapse of the crayfish Orconectes virilis in response to experimental whole-lake acidification, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **46**, 910.

Davis, R.B., Anderson, D.S., and Berge, F.: 1985, Palaeolimnological evidence that lake acidification is accompanied by loss of organic matter, Nature **316**, 436.

Daye, P.G. and Garside, E.T.: 1979, Development and survival of embryos and alevins of the Atlantic salmon, Salmo salar L., continuously exposed to acidic levels of pH, from fertilization, Can. J. Zool. **57**, 1713.

Delorme, L.D., Duthie, H.C., Esterby, S.R., Smith, S.M., and Harper N.S.: 1986, Prehistoric inferred pH changes in Batchawana Lake, Ontario from sedimentary diatom assemblages, Arch. Hydrobiol. **108**, 1.

DesGranges, J.-L. and Darveau, M.: 1985, Effect of lake acidity and morphometry on the distribution of aquatic birds in southern Québec, Holarctic Ecol. **8**, 181.

DesGranges, J.-L. and Hunter, M. L., Jr.: 1987, Duckling responses to lake acidification, Trans. North Amer. Wild. Nat. Res. Conf. **52**, 636.

DesGranges, J.-L. and Rodrigue, J.: 1986, Influence of acidity and competition with fish on the development of ducklings in Québec, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 743.

Dillon, P.J.: 1984, The use of mass balances and mass balance models for quantification of the effects of anthropogenic activities on lakes near Sudbury, Ontario, in Nriagu, J.O. (ed.), Environmental Impacts of Smelters, Wiley Interscience, New York, pp. 283-348.

Dillon, P.J., Yan, W., Scheider, W., and Conroy, N.: 1979, Acidic lakes in Ontario, Canada: Characterization, extent and responses to base and nutrient additions, Arch. Hydrobiol. Beih. **13**, 317.

Dillon, P.J., Jeffries, D.S., and Scheider, W.A.: 1982, The use of calibrated lakes and watersheds for estimating atmospheric deposition near a large point source, Wat. Air Soil Pollut. **18**, 241.

Dillon, P.J., Yan, N.D., and Harvey, H.H.: 1984, Acidic deposition: effects on aquatic ecosystems, CRC Crit. Rev. Environ. Cont. **13**, 167.

Dillon, P.J., Reid, R.A., and Girard, R.: 1986, Changes in the chemistry of lakes near Sudbury, Ontario following reduction of SO_2 emission, Wat. Air Soil Pollut. **31**, 59.

Dillon, P.J., Reid, R.A., and de Grosbois, E.: 1987, The rate of acidification of aquatic ecosystems in Ontario, Canada, Nature, **329**, 45.

Dillon, P.J., Evans, H.E., and Scholer P.J.: 1988a, The effects of acidification on metal budgets of lakes and catchments, Biogeochemisty **5**, 201.

Dillon, P.J., Lusis, M., Reid, R.A. and Yap, D.: 1988b, Ten-year trends in suophate, nitrate, and hydrogen ion deposition in central Ontario, Atmos. Environ. **22**, 901.

Dillon, P.J. and Molot, L.A.: (in press), The role of ammonium and nitrate retention in the acidification of lakes and forested catchments, Biogeochemistry.

Dixit, S.S. and Smol, J.F.: 1989, Algal assemblages in acid-stressed lakes with particular emphasis on diatoms and chrysophytes, in Raw, S.S. (ed.) Acid stress and aquatic microbial interactions, CRC Press Inc. pp. 91-114.

Dixit, S. S., Dixit, A. S., and Evans, R. D.: 1987, Paleolimnological evidence of recent acidification in two Sudbury (Canada) lakes, Sci. Tot. Environ. **67**, 53.

Dixit, S. S., Dixit, A. S., and Smol, J. P.: 1989, Lake acidification recovery can be monitored using Chrysophycean microfossils, Can J. Fish Aquat. Sci. **46**, 1309.

Drent, P.J. and Woldendrop, J.W.: 1989, Acid rain and eggshells, Nature **339**, 431.

Driscoll, C.T., van Breemen, N., and Mulden, J.: 1985, Aluminum geochemistry in a forested spodosol, Soil Sci. Soc. Am. J., **49**, 437.

Driscoll, C.T.: 1989, The chemistry of aluminum in surface waters, in Sposrto, G. (ed). The Environmental Chemistry of Aluminum, CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, pp. 241-277.

Driscoll, C.T. and Newton, R.M.: 1985, Chemical characteristics of acid-sensitive lakes in the Adirondack region of New York, Environ. Sci. Technol. **19**, 1018.

Driscoll, C.T., Fordham, G.F., Ayling, W.A., and Oliver, L.M.: 1989a, Short-term changes in the chemistry of trace metals following calcium carbonate treatment of acidic lakes, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **46**, 249.

Driscoll, C.T., Fuller, R.D., and Schecher, W.D.: 1989b, The role of organic acids in the acidification of surface waters in the eastern U.S., Wat. Air Soil Pollut. **43**, 21.

Dupont, J.: 1985, Étude de la physico-chimie de 22 lacs du Parc de la Vérendrye en rapport avec les processus d'acidification des eaux lacustres, Québec Ministry of the Environment, Report No. PA-13, 74 p.

Dupont, J.: 1988, État de l'acidité des lacs de la région hydrographique de l'Outaouais, Québec Ministry of the Environment, Report No. PA-29, 110 p.

Dupont, J.: 1989, État de l'acidité des lacs de la région h(in prepydrographique de la Mauricie, Québec

Ministery of the Environment, Report No. PA-33/1, 119 p.

Dupont, J.: 1990, Etat de l'acidité des lac de la région hydrographique du Saguenay - Lac-Saint-Jean, Québec Ministry of Environment, PA-38. 131 p.

Dupont, J.: in press, Extent of acidification in southwestern Québec lakes, Environmental Monitoring and Assessment.

Dupont, J and Grimard, Y.: 1986, Systematic study of lake water acidity in Québec, Wat. Air Soil Pollut. **31**, 223.

Dupont, J. and Grimard, Y.: 1989, A simple dose-effect model of lake acidity in Quebec (Canada), Wat. Air Soil Pollut., **44**, 259.

Earle, J.C., Duthie, H.C., and Scruton, D.A.: 1986, Analysis of the phytoplankton composition of 95 Labrador lakes, with special reference to natural and anthropogenic acidification, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **43**, 1804.

Earle, J.C., Duthie, H.C., and Scruton, D.A.: 1987, Factors influencing the distribution of phytoplankton in 97 headwater lakes in insular Newfoundland, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44**, 639.

Ecobichon, D.J., Hicks, R., and Redmond, G.: 1988, A survey of cadmium concentrations in liver and kidney of deer and moose in New Brunswick. Unpubl. Dept. Health and Community Services and Dept. Nat. Resourc., New Brunswick.

Edwards, T.W.D., Klassen, R.A., and Shilts, W.W.: 1987, Terrain geochemistry surveys, permafrost studies, and Arctic limnology, District of Keewatin, N.W.T.: implications for water quality monitoring in the north, Wat. Pollut. Res. J. Can. **22**, 505.

Effler, S.W., Schafran, G.C., and Driscoll, C.T.: 1985, Partitioning light attenuation in an acidified lake, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **42**, 1707.

Eilers, J. M., Lien, G. L., and Berg, T. G.: 1984, Aquatic organisms in acidic environments: a literature review. Wisc. Dep. Nat. Resour. Tech. Bull. 150, 18p.

Eilers, J.M., Landers, D.H., and Brakke, D.F.: 1988a, Chemical and physical characteristics of lakes in the upper midwest, United States, Environ. Sci. Technol. **22**, 164.

Eilers, J.M., Landers, D.H. and Brakke, D.F.: 1988b, Chemical and physical characteristics of lakes in the southeastern United States, Environ. Sci. Technol. **22**, 172.

Elner, J.K. and Ray, S.: 1987, pH profiles from diatom stratigraphies in sediment cores of selected lakes of New Brunswick and Nova Scotia, Canada, Wat. Air Soil Pollut. **32**, 17.

El-Shaarawi, A.H. and Naderisamani, A.: in press, A probability model for Canadian lakes acid rain data, Wat. Res.

Engblom, E. and Lingdell, P. I.: 1984, The mapping of short-term acidification with the help of biological pH indicators. Rept. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 61, 60p.

English, M.C., Jeffries, D.S., Foster, N.W., Semkin, R.G., and Hazlett, P.W.: 1986, A preliminary assessment

of the chemical and hydrological interaction of acidic snowmelt water with the terrestrial portion of a Canadian Shield catchment, Wat. Air Soil Pollut. **31**, 27.

Environment Canada: 1988, Acid Rain: a national sensitivity assessment. Inland Waters and Lands, Directorate, Environmental Fact Sheet 88-1, Ottawa, Ontario, 6p. (+ map).

Eriksson, M. O. G.: 1984, Acidification of lakes: effects on waterbirds in Sweden, Ambio. **13**, 260.

Eriksson, M. O. G.: 1986a, Reproduction of black-throated diver Gavia arctica in relation to fish density in oligotrophic lakes in southwestern Sweden, Ornis Scand. **17**, 245.

Eriksson, M. O. G.: 1986b, Fish delivery, production of young, and nest density of osprey (Pandion haliaetus) in southwest Sweden, Can. J. Zool. **64**, 1961.

Eriksson, M. O. G.: 1987, The production of young in black- throated diver, (Gavia arctica), in south-west Sweden, Var Fagelvarld **46**, 172.

Eriksson, M. O. G., Henrikson, L., Nilsson, B.-I., Nyman, G., Oscarson, H. G., and Stenson, A. E.: 1980, Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes, Ambio **9**, 248.

Eriksson, M. O. G., Henrikson, L., and Oscarson, H. G.: 1983, Acid rain - a future danger for the osprey, (Pandion haliaetus), Var Fagelvarld **42**, 293.

Eriksson, M. O. G., Henrikson, L., and Oscarson, H. G.: 1989, Metal contents in liver tissues of non-fledged goldeneye, Bucephala clangula, ducklings: a comparison between samples from acidic, circumneutral, and limed lakes in south Sweden, Arch. Environ. Contam. Toxicol. **18**, 255.

Esterby, S.R., El-Shaarawi, A.H., Howell, G.D. and Clair, T.A.: 1989, Spatial characterization of acidification related parameters in sensitive regions of Atlantic Canada, Wat. Air Soil Pollut. **46**, 289.

Evans, R.D.: 1986, Sources of mercury contamination in the sediments of small headwater lakes in south-central Ontario, Canada, Arch. Environ. Contam. Toxicol. **15**, 505.

Farmer, G.J., Goff, T.R., Ashfield, D., and Samant, H.S.: 1980, Some effects of the acidification of Atlantic salmon rivers in Nova Scotia. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 972, 13p.

Fiance, S.B.: 1978, Effects of pH on the biology and distribution of Ephemerella funeralis (Ephemeroptera), Oikos **31**, 332.

Ferguson, P., Lee, J.A., and Bell, J.N.B.: 1978, Effects of sulphur pollutants on the growth of sphagnum species, Environ. Pollut. **16**, 151.

Findlay, D.L. and Kasian, S.E.M.: 1986, Phytoplankton Community responses to acidification of lake 223, Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 719.

Findlay, D.L. and Kasian, S.E.M.: (in press), Phytoplankton communities of lakes experimentally acidified with sulfuric and nitric acids, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Findlay, D.L. and Kasian, S.E.M.: (in prep.), Response of a phytoplankton community to controlled partial recovery from experimental acidification, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Fisher, S.W.: 1985a, Effects of pH on the toxicity and uptake of Lindane in the midge, Chironomus riparius, Ecotoxicol. Environ. Safety, **10**, 202.

Fisher, D.L.,(ed.), 1985b, Acidic stream section neutralized. Institute for Research on Land and Water Resources Newsletter 16, 1.

Fisher, S.W. and Lohner, T.W.: 1986, Studies on the environmental fate of carbaryl as a function of pH, Arch. Environ. Contam. Toxicol. **15**, 661.

Ford, J.: 1989, The effects of chemical stress on aquatic species composition and community structure, in Levin, S.A., Harwell, M.A., Kelly, J.R. and Kimball K.D. (eds.), Ecotoxicology: problems and approaches, Springer-Verlag, New York.

Foster, N.W.: 1985, Acid precipitation and soil solution chemistry within a maple-birch forest in Canada. Forest Ecology and Management **12**, 215.

Foster, N.W. and Nicolson, J.A.: 1986, Trace elements in the hydrologic cycle of a lolerant hardwood forest ecosystem, Wat. Air Soil Pollut, **31**, 501.

France, R. L.: 1987, Reproductive impairment of the crayfish Orconectes virilis in response to acidification of Lake 223, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44** (Suppl. 1), 97.

France, R. L. and Graham, L.: 1985, Increased microsporidian parasitism of the crayfish Orconectes virilis in an experimentally acidified lake, Wat. Air Soil Pollut. **26**, 129.

France, R.L. and LaZerte, B.D.: 1987, Emperical hypotheis to explain the restricted distribution of Hyalella azteca (Amphipoda) in anthropogenically acidified lakes, **44**, 1112.

Frank, A.: 1986, In search of biomonitors for cadmium: Cadmium content of wild Swedish fauna during 1973-1976, Sci. Tot. Environ. **57**, 57.

Fraser, G.A. and Harvey, H.H.: 1982, Elemental composition of bone from white sucker (Catostomus commersoni) in relation to lake acidification, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **39**, 1289.

Freda, J.L.: 1986, The influence of acidic pond water on amphibians: a review, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 439.

Freda, J. and Dunson, W.A.: 1985a, Field and laboratory studies of ion balance and growh rates of Ranid tadpoles chronically exposed to low pH, Copeia 1985, 415.

Freda, J. and Dunson, W.A.: 1985b, The effect of acidic precipitation on amphibians breeding in temporary ponds in Pennsylvania. U.S. Fish and wildlife Service, Eastern Energy and Land Use Team. Biol. Report 80, Kearneyville, WV.

Freda, J. and Dunson, W.A.: 1986, Effects of low pH and other chemical variables on the local distribution of amphibians, Copeia 1986, 454.

Freda, J. and McDonald, D.G.: 1990, The effects of aluminum on the leopard frog, Rana pipiens: life stage comparisons and aluminum uptake, Can. J. Fish. Aquat.Sci. **47**, 210.

Freeman, H.C. and Sangalang, G.B.: 1985, The effects of an acidic river caused by acid rain on weight gain, steroidogenisis, and reproduction in the Atlantic salmon (Salmo salar), in Bohner, R.C., and Hanson,

D.J. (eds.), Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. ASTM STP 891, pp. 339-349.

Freeman, H.C., Sangalang, G.B., Burns, G., and McMenemy, M.: 1983, The blood sex hormone levels in sexually mature male Atlantic salmon (Salmo salar) in the Westfield River (pH 4.7) and the Medway River (5.6), Nova Scotia, Sci. Tot. Environ. **32**, 87.

Freeman, H.C., Sangalang, G.B., and Sperry, L.: 1989, Studies on ameliorating the effects of an acidic river on the Atlantic salmon (Salmo salar), in G.W. Sutter II and M.A. Lewis, eds. Aquatic Toxicology and Environmental Fate, ASTM STP 1007.

Freedman, B. and Clair, T.A.: 1987, Ion mass balances from four acidic brownwater streams in Nova Scotia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44**, 538..

Frenette, J.-J.: 1986, Effet de l'acidité sur le communautés itchyologiques de 17 lacs du Témiscamingue, Québec Ministry at the Environment, report No. PA-23, 102p.

Frenette, J.-J., Richard, Y. and Moreau, G.: 1986, Fish responses to acidity in Quebec lakes: a review, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 461.

Froslie, A., Haugen, A., Holt, G. and Norheim, G.: 1986, Levels of cadmium in liver and kidneys from Norwegian Cervides, Bull. Environ. Contam. **37**, 453.

Fryer, G.: 1985, Crustacean diversity in relation to the size of water bodies: some facts and problems, Freshwat. Biol. **15**, 347.

Galloway, J.N., Schofield, C.L., Hendrey, G.R., Altwicker, E.R., and Troutman, D.E.: 1980, An analysis of lake acidification using annual budgets, in Drablos, D. and Tollan, A. (eds.), Ecological Impact of Acid Precipitation, Proceedings, International Conference, SNSF Project, Oslo, Norway, pp. 254-255.

Galloway, J.N. and Dillon, P.J.: 1983, Effects of acid deposition: the importance of nitrogen, in Ecological Impact of Acid Precipitation, National Swedish Environment Protection Board -Report PM 1636, pp. 145-160.

Galloway, J.N., Hendrey, G.R., Schofield, CIL., Peters, N.E., and Johannes, A.H.: 1987, Processes and causes of lake acidification during spring snowmelt in the west-central Adirondack Mountains, New York, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44**, 1595.

Gascon, C. and Bider, J.R.L 1985, the effect of pH on bullfrog, Rana catesbeiana, and green frog, Rana clamitans melanota, tadpoles, Can. Field Nat. **99**, 259.

Gascon, C. and Planas, D. 1986, Spring pond water chemistry and the reproduction of the wood frog, Rana sylvatica, Can. J. Zool. **64**, 543.

Gascon, C., Planas, D., and Moreau, G.: 1987, The interaction of pH, calcium, and aluminum concentrations on the survival and development of wood frog (Rana sylvatica) eggs and tadpoles, Annal. Royal Zool. Soc. Belgium **117**, 189.

Geelen, J.F.M. and Leuven, R.S.E.W.: 1986, Impact of acidification on phytoplankton and zooplankton communities, Experientia. **42**, 486.

Gherini, S.A., Mok, L., Hudson, R.J.M., Davis, G.F., Chen, C.W., and Goldstein, R.A.: 1985, The ILWAS

model: Formulation and application. Wat. Air Soil Pollut. **26**, 425.

Giberson, D.J. and Mackay, R.J.: (submitted), Life history and distribution of mayflies (Ephemeroptera) in some acid streams in southcentral Ontario, Canada, Can. J. Zool.

Glooschenko, V. and Stevens, W.: 1986, Sources of acidity in wetlands near Sudbury, Ontario. Sci. Tot. Environ. **54**, 53.

Glooschenko, V., Blancher, P., Herskowitz, J., Fulthorpe, R., and Rang, S.: 1986, Association of wetland acidity with reproductive parameters and insect prey of the eastern kingbird (Tyrannus tyrannus) near Sudbury, Ontario, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 553.

Glooschenko, V., Weller, W., Smith, P.G.R., Alvo, R., and Archbold, J.: 1988, Amphibian distribution with respect to pond water chemistry near Sudbury, Ontario. Technical Report of the Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ont. 40p.

Gloss, S.P., Schofield, C.L., Spateholts, R.L., and Planski, B.A.: 1989, Survival, growth, reproduction, and diet of brook trout (Salvelinus fontinalis) stocked into lakes after liming to mitigate acidity, Can J. Fish. Aquat. Sci. **46**, 200.

Gorham, E.: 1984, The ecology and biochemistry of sphagnum bogs in central and eastern North America, Atlantic and White Cedar Wetlands Symposium, Woods Hole, Mass. pp. 3-15.

Gorham, E. and Detenbeck, N.E.: 1986, Sulphate in bog waters: A comparison of ion chromatography with Mackereth's cation-exchange technique and a revision of earlier views on the cause of bog acidity, J. Ecol. **74**, 899.

Gorham, E., Bayley, S.E., and Schindler, D.W.: 1984, Ecological effects of acid deposition upon peatlands: A neglected field of acid rain research, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **41**, 1256.

Gorham, E., Eisenreich, S.J., Ford, J., and Santelmann, M.V.: 1985, The chemistry of bog waters, in Stumm, W. (ed.), Chemical Processes in Lakes, Wiley, New York, pp. 339-363.

Gorham, E., Underwood, J.K., Martin, F.B., and Ogden, J.G.: 1986, Natural and anthropogenic causes of acidification in Nova Scotia, Nature **234**, 451.

Gorham, E., Janssens, J.A., Wheeler, G.A., and Glaser, P.H.: 1987, The natural and anthropogenic acidification of peatlands, in Hutchinson, T.C. and Meema, K.M. (eds.), Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems, Springer-Verlaag, Berlin. pp. 493-511.

Goriup, P.D.: 1989, Acidic air pollution and birds in Europe, Oryx. **23**, 82.

Gosner, K.L. and Black, I.H.: 1957, The effects of acidity on the development and hatching of New Jersey frogs, Ecology **38**, 256.

Green, D., Matuszek, J., and Wales, D.: 1987, Extensive survey data report. Ontario Fisheries Acidification Report #87-12, Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario, 89p.

Grennfelt, P. and Hultberg, H.: 1986, Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 945.

Grieb, T.M., Driscoll, C.T., Gloss, S.P., Schofield, C.L., Bowie, G.L., and Porcella, D.B.: (in press), Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan peninsula, Environ. Sci. Tech.

Gunn, J.M. and Keller, W.: 1981, Emergence and survival of lake trout (Salvelinus namaycush) and brook trout (Salvelinus fontinalis) from artificial substrates in an acid lake. Ont. Fish. Tech. Repl Ser. 1, 9p.

Gunn, J.M. and Keller, W.: 1984, Spawning site water chemistry and lake trout (Salvelinus namaycush) sac fry survival during spring snowmelt, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **41**, 319.

Gunn, J.M. and Keller, W.: 1986, Effects of acidic melt water on chemical conditions at nearshore spawning sites, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 545.

Gunn, J.M. and Noakes, D.L.G.: 1987, Latent effects of pulse exposure to aluminum and low pH on size, ionic composition, and feeding efficiency of lake trout (Salvelinus namaycush) alevins, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45**, 1418.

Gunn, J.M., McMurtry, M.J., Casselman, J.M., Keller, W. and Powell, M.J.: 1988, Changes in the fish community of a limed lake near Sudbury, Ontario: effects of chemical neutralization or reduced atmospheric deposition of acid Wat. Air Soil Pollut. **41**, 113.

Gunn, J.M. and Keller, W.: (in press), Biological recovery of an acid lake following reductions of industrial emissions of sulphur, Nature.

Gunn, J.M., McMurtry, M., Bowlby, J., Casselman, J., and Liimatainen, V.: 1987, Survival and growth of stocked lake trout in relation to body size, stocking season, lake acidity, and biomass of competitors, Trans. Amer. Fish. Soc. **116**, 618.

Gunn, J.M., Hamilton, J.G., Booth, G.M., Wren, C.D., Beggs, G.L., Rietveld, and Munro, J.R.: 1990, Survival, growth, and reproduction of lake trout (Salvelinus namaycush) and yellow perch (Perca flavesens) after neutralization of an acidic lake near Sudbury, Ontario, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **47**, 446.

Haemmerli, J.: 1988, Réseau TADPA-Québec, banque de données physico-chimiques, 1983-1988. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction des eaux intérieures.

Haines, T.A.: 1981, Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review, Trans. Amer. Fish. Soc. **110**, 669.

Haines, T.A., Jagoe, C.H., Dwyer, F.J., and Buckler, D.R.: 1987, Relation of trace metal body burdens and gill damage in fish to surface water acidification from atmospheric deposition. in Ryans, R. (ed.), Fate and Effects of Pollutants on aquatic ecosystems. Proc. of USA-USSR Sympos., Athens, Georgia, EPA/600.9-88-001. pp. 90-104.

Håkanson, L.: 1980, The quantitative impact of pH, bioproduction and Hg-contamination on the Hg-content of fish (pike), Environ. Pollut. **B 1**, 285.

Hall, R.J.: (in prep. a), Relative importance of seasonal, experimental pH disturbances during discharge variation on stream water chemisty, invertebrate drift and benthic community structure in a lake outflow, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Hall, R.J.: (in prep. b), Effects of episodic acid disturbances on lake outflow benthic communities at the Experimental lakes Area, Ontario: an area of low hydrogen deposition, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Hall, R.J. and Ide, F.P.: 1987, Evidence of acidification effects on stream insect communities in central Ontario between 1937 and 1985, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44**, 1652.

Hall, R.J. and Likens, G.E.:1980, Ecological effects of experimental acidification on a stream ecosystem, in Drablos, D., and Tollan, A. (eds.) Ecological Impact of Acid Precipitation. Proceedings of an International Conference, Sandefjord, Norway, SNSF Project, Oslo. p. 375-376.

Hall, R.J., Likens, G.E., Fiance, S.B., and Hendry, G.R.,: 1980, Experimental acidification of a stream in the Hubbard Brook Experimental Forest, Ecology. **61**, 976.

Hall , R.J., Driscoll, C.T., and Likens, G.E.: 1987, Importance of hydrogen ions and aluminum in regulating the structure and function of stream ecosystems: an experimental test, Freshwat. Biol. **18**, 17.

Hall, R.J., Bailey, R.C., and Findeis, J.: 1988, Factors affecting survival and cations concentration in the blackfly Prosimulium fuscum/mixtum and the mayfly Leptophlebia cupida during spring snowmelt, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45**, 2123.

Hamilton, S.J. and Haines, T.A.: 1989, Bone characteristics and metal concentrations in white suckers (Catastomus commersoni) from one neutral and three acidified lakes in Maine, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **46**, 440.

Haramis, G.M. and Chu, D.S.: 1987, Acid rain effects on waterfowl: use of black duck broods to assess food resources of experimentally acidified wetlands, in Diamond, A. W. and Filion, F. L. (eds.), The value of birds, ICBP Tech. Publ. No. 6, Cambridge.

Harriman, R. and Morrison, B.R.S.: 1982, Ecology of streams draining forested and non-forested catchments in an area of central Scotland subject to acid precipitation, Hydrobiologia, **88**, 251.

Harrison, G.I., Campbell, P.G.C., and Tessier, A.: 1986, Effects of pH changes on zinc uptake by Chlamydomonas variabilis grown in batch culture, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **43**, 687.

Harvey, H.H.: 1975, Fish populations in a large group of acid stressed lakes, Verh. Int. Verein. Limnol. **19**, 2406.

Harvey, H.H. and Lee, C.: 1982, Historical fisheries changes related to surface water pH changes in Canada, in Johnson, R. E. (ed.), Acid Rain/Fisheries: Proceedings of an International Symposium on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northestern North America, American Fisheries Society, Bethesda, Md, pp. 45-56.

Harvey, H.H. and Whelpdale, D.M.: 1986, On the prediction of acid precipitation events and their effects on fishes, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 579.

Harvey, H.H., McArdle, J.M., and Jackson, D.A.: (in prep.), Plasma and muscle Na, K, Cl, and gill Al concentrations of Atlantic salmon (Salmo salar) in relation to chronic acid stress and diet, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Hasselrot, B., Andersson, I.B., Alenss, I., and Hultberg, H.: 1987, Response of Limed Lakes to Episodic Acid

Events in Southwestern Sweden, Wat. Air Soil Pollut. **32**, 341.

Hauhs, N. and Wright, R.F.: 1988, Adid deposition: reversibility of soil and water acidification - a review. Commission of the European Communities, Air Pollution Research Report 11, 42 p.

Havas, M. and Hutchinson, T.C.: 1983, Effect of low pH on the chemical composition of aquatic invertebrates from tundra ponds at the Smoking Hills, N.W.T., Canada, Can. J. Zool. **61**, 241.

Havens, K.E. and DeCosta, J.: 1984, The effects of acidification and phosphorus addition on phytoplankton biomass and productivity in a circum-neutral mesotrophic lake receiving acid precipitation, Arch. Hydrobiol.(Suppl. 69) **4**, 443.

Havens, K.E. and DeCosta, J.: 1987, Freshwater plankton community succession during experimental acidification, Arch. Hydrobiol. **111**, 37.

Havens, K.E. and DeCosta, J.: 1988, An experimental analysis of the acid sensitivity of the common planktonic rotifer Keratella cochlearis, Inter. Revue ges. Hydrobiologia, **73**, 407.

Hedin, L.O., Likens, G.E., and Bormann, F.H.: 1987, Decrease in precipitation acidity from decreased SO_4^{2-} concentration, Nature **325**, 244.

Hélie, R.G.: 1989, Comparative drainage basin planimetry: national and regional scale applications. Canadian Wildlife Service Sustainable Development Branch, Discussion Paper No. 4, Ottawa, 139p.

Hélie, R.G. and Wickware, G.M.: 1990, Quantitative assessment of surface water resources at risk due to acidification in eastern Canada. Discussion Paper No. 1, Sustainable Development Branch, Environment Canada, Ottawa.

Helmer, E.H.: 1987, Aluminum speciation in bog waters and aluminum-organic matter conditional stability constants. MSc. Thesis, University of Minnesota, 197p.

Hemond, H.F.: 1980, Biochemistry of Thoreau's Bog, Concord Massachusetts, Ecol. Monogr. **50**, 507.

Henriksen, A.: 1982, Changes in base cation concentrations due to freshwater acidification, Acid Rain Res. Rep. 1/1982, NIVA, N-0314, Oslo, Norway.

Henriksen, A: 1984, Changes in base cation concentrations due to freshwater acidification, Verh. Int. Ver. Limnol. **22**, 692.

Henriksen, A: 1988, Critical loads of nitrogen to surface water, in Nilsson, J. and Peringe, G. (eds.), Critical loads for sulphur and nitrogen, Proc. UN ECE Workshop on Critical Loads, Skoklester, Sweden, pp. 385-412.

Henriksen, A. and Brakke, D.F.: 1988, Sulfate deposition to surface waters, Environ. Sci. Technol. **22**, 8.

Henriksen, A and Kirkhusmo, L.A.: 1982, Acidification of groundwater in Norway, Nordic Hydrol. **13**, 183.

Henriksen, A. and Wright, R.F.: 1977, Effects of acid deposition on a small lake in southern Norway, Nordic Hydrol. **8**, 1.

Henriksen, A., Skogheim, O.K., and Rosseland, B.O.: 1984, Episodic changes in pH and aluminum

speciation kill fish in a Norwegian salmon river, Vatten **40**, 255.

Hess, P.J.: 1986, Ground water use in Canada, 1981. National Hydrology Research Institute Paper No. 28, Saskatoon, Saskatchewan, 44p.

Hocking, M.B.: 1979, Uses and emissions of mercury in Canada, In. Effects of Mercury in the Canadian Environment. National Research Council of Canada, Assoc. Comm. Sci. Criteria Environ. Qual. NRCC Publ. Ottawa. 290 p.

Hoglund, L.B.: 1961, The reactions of fish in concentration gradients. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm, **43**, 1.

Holtze, K.E. and Hutchinson, N.J.: 1989, Lethality of low pH and Al to early life stages of size fish species inhabiting precambrian shield waters in Ontario, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **46**, 1188.

Hornbrook, E.H.W., Kettles, I.M., and Shilts, W.W.: 1986, Geochemistry of aquatic and terrestrial sediments, Precambrian Shield of southeastern Ontario, Wat. Air Soil Pollut. **31**, 969.

Hornung, M. and Brown, S.J.: in prep., Amelioration of surface water acidity in catchment management. in , Edwards, R.W., Gee, A.S., and Stoner, J.H. (eds.), Acid Waters in Wales, Junk, Dordrecht.

Houde, H., Lemieux, M., and Dupont, J.: 1989, Le chaulage au Québec: problématique et suivi temporel de ses effets sur huit lacs de la région de la Mauricie. Joint report from the Departments of Leisure, Hunting and Fishing, and Environment; No. QEN/PA-32/1, 137p.

Howell, E.T., Turner, M.A., France, R.L., Jackson, M.B., and Stokes, P.M.: in prep., Comparisons of zygnematacean (Chlorophyta) algae in the metaphyton of two acidic lakes.

Howell, E.T. and Turner, M.A.: (in prep.) Patterns of growth of zygogonium tunetanum, a nuisance alga proliferating in the littoral zone acidic lakes in Ontario, (Glasgow '90).

Howell, G.D.: 1989, Seasonal patterns of mineral and organic acidification in two streams in southwestern Nova Scotia, Wat. Air Soil Pollut. **46**, 165.

Howell, G.D. and Brooksbank, P.: 1987, An assessment of LRTAP acidification of surface waters in Atlantic Canada. Inland Water Directorate Rep. AR-WQB-87-121, Moncton, New Brunswick, 292p.

Howells, G. and Dalziel, T.R.K.: 1988, The Loch Fleet project: report of the intervention phase 1986-1987. CEGB/INSHEB/SSEB/Brithis Coal.

Huckabee, J.W., Mattice, J.S., Pitelka, L.F., Porcella, D.B. , and Goldstein R.A.: 1989, An assessment of the ecological effects of acidic deposition, Arch. Environ. Cont. Tox. **18**, 3.

Hulsman, P.F. and Gunn, J.M.: 1983, Mortality of walleye eggs and rainbow trout yolk-sac larvae in low pH waters of the LaCloche Mountain area, Ontario, Trans. Amer. Fish. Soc. **112**, 680.

Hultberg, H. and Johansson, S.: 1981, Acid groundwater, Nordic Hydrol. **12**, 51.

Hultberg, H. and Anderson, I.B.: 1982, Liming of acidified lakes induced long-term changes, Wat. Air Soil Pollut. **18**, 311.

Hunter, M.L., Jr., Jones, J.J., Gibbs, K.E., and Moring, J.R.: 1986, Duckling response to lake acidification: do black ducks and fish compete? Oikos **47**, 26.

Hurley, G.V., Foyle, T.P. and White, W.J.: (in prep), Differences in acid tolerance during the early life stages of three strains of brook trout, Salvelinus Fontinalis.

Husar, R.B., Sullivan, T.J. and Charles, F.G.: in press, Historical trends in atmospheric sulfur deposition and methods for assessing long-term trends in surface water chemistry, in Charles, D.F. (ed.), Acid Deposition and Aquatic Ecosystems: Regional Case Studies, Springer-Verlag.

Hutchinson, T.C. and Havas, M.: 1986, Recovery of previously acidified lakes near Couston, Canada following reductions in atmospheric sulphur and metal emissions, Wat. Air Soil Pollut. **28**, 319.

Hutchinson, N.J., Holtze, K.E., Munro, J.R., and Pawson, T.W.: 1989, Modifying effects of life stage, ionic strength and post-exposure mortality on lethality of H^+ and Al to lake trout and brook trout, Aquat. Toxicol. **15**, 1.

Iverfeldt, A. and Johansson, K.: 1988, Mercury in run-off water from small watersheds, Verh. Internat. Verein. Limnol. **23**, 1626.

Jackson, M.B., Vandermeer, E.M., Lester, N., Booth, J.A., Molot, L. and Gray, I.M.: 1990, Effects of neutralization and early reacidification on filamentous algae and macrophytes in Bowland Lake, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **47**, 432.

Jagoe, C.J. and Haines, T.A.: (in prep.), A morphological study of the effects of low pH water and limed water on the gills of Atlantic salmon (Salmo salar), Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Jeffries, D.S.: 1986, Evaluation of the regional acidification of lakes in eastern Canada using ion ratios, Proc. UN ECE Workshop on Acidif. Rivers and Lakes, Grafenau, FRG, pp. 17-37.

Jeffries, D.S.: 1989, Impact of acid rain on lake water quality, in Allen, D.T., Cohen, Y. and Kaplan, I.R. (eds.), Intermedia pollutant transport: modeling and field measurements, Plenum Press, New York, pp. 41-52.

Jeffries, D.S.: 1990, Snowpack storage of pollutants, release during melting, and impact on receiving, in Norton, S.A., Lindberg, S.E., and Page, A.L. (eds.), Acidic Precipitation Volume 4: Soils, Aquatic Processes, and Lake Acidification, Springer-Verlag, New York, pp. 107-132.

Jeffries, D.S.: in press, Southeastern Canada: an overview of the effect of acidic deposition on aquatic resources, in Charles, D.F. (ed.), Acid Deposition and Aquatic Ecosystems: Regional Case studies, Springer-Verlag.

Jeffries, D.S. and Hendershot, W.J.: 1989, Aluminum geochemistry at the catchment scale in watersheds influenced by acidic precipitation, in Sposito, G. (ed.), The Environmental Chemistry of Aluminum, CRC Press, Inc., Boca Rato, Florida, pp. 279-301.

Jeffries, D.S. and Semkin, R.G.: 1983, Changes in snowpack, stream, and lake chemistry during snowmelt in the Turkey Lakes Watershed, VDI-Berichte, **500**, 377.

Jeffries, D.S., Cox, C.M., and Dillon, P.J.: 1979, Depression of pH in lakes and streams in central Ontario during snowmelt, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **36**, 640.

Jeffries, D.S., Wales, D.L., Kelso, J.R.M., and Linthurst, R.A.: 1986, Regional chemical characteristics of lakes in North America: Part I-Eastern Canada, Wat. Air Soil Pollut. **31**, 551.

Jenkins, A. and Cosby, B.J.: 1988, Modelling surface water acidification using one and two soil layers and simple flow routing, in J. Kamari et al. (eds.), Regional acidification models, Springer-Verlag, New York, pp. 253-266.

Johannessen, M.: 1980, Aluminum: A buffer in acidic waters. in Drablos, D. and Tollan, A. (eds.), Ecological Impact of Acid Precipitation, SNSF Project, Olso, Norway, pp. 222-223.

Johannessen, M., Dale, T., Gjessing, E.T., Henriksen, A., and Wright, R.F.: 1977, Acid precipitation in Norway: the regional distribution of contaminants in snow and the chemical concentration processes during snowmelt, in Isotopes and impurities in snow and ice, Proc. Grenoble Symp. 1975, IAHS Publ. No. 118, pp. 116-120

Johnson, M.G.: 1987, Trace element loadings of sediment of fourteen Ontario lakes and correlations with concentrations in fish, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44**, 3.

Johnston, C.E., Saunders, R.L., Henderson, E.B., Harmon, P.R., and Davidson, K.: 1984, Chronic effects of low pH on some physiological aspects of smoltification in Atlantic salmon (Salmo salar). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1294, 7p.

Jones, H.G.: 1987, Chemical dynamics of snowcover and snowmelt in a boreal forest, in Jones, H.G. and Orville-Thomas, W.J. (eds.), Seasonal Snowcovers: Physics, Chemistry, Hydrology, D. Reidel Publ. Co., pp. 531-574.

Jones, H.G. and Bédard, Y.: 1987, The dynamics and mass balances of NO_3^- and SO_4^{2-} in meltwater and surface runoff during spring melt in a boreal forest, in For. Hydrol. and Watershed Management, Proc. of Vancouver Symposium, Publ. No. 167.

Jones, H.G. and Orville-Thomas, W.J. (eds.): 1987, Seasonal Snowcovers: Physics, Chemistry, and Hydrology, NATO ASI Series C: Mathematical and Physical Science, Vol 221, D. Reidel Publ. Co., Dordrecht, Holland, 746p.

Jones, M.L., Minns, C.K., Marmorek, D.R., and Elder, F.C.: 1990, Assessing the potential extent of damage to inland lakes in eastern Canada due to acidic deposition: II application of the regional model, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **47**, 67.

Joubert, G. and Tousignant, L.: 1983, The effect of pH on the distribution of crustacean zooplankton in 158 Quéebec lakes, Manuscript Report, Québec Ministry of the Environment, 24p.

Kamari, J: 1985, A model for analyzing lake water acidification on a regional scale. Report #CP-85-48. International Inst. for applied Systems Analysis, 2361 Laxenberg, Austria.

Karns, D.R.: 1983, Toxic bog water in northern Minnesota peatlands: ecological and evolutionary consequences for breeding amphibians. Ph.D Dissertation, University of Minnesota, Minneapolis, MN.

Kaszycki, C.A. and DiLabio, R.N.W.: 1986, Surficial geology and till geochemistry, Lynn Lake - Leaf Rapids region, Manitoba. Current Research, Part B, Geological Survey of Canada, Paper 86-1B, 245.

Keeney, D.R.: 1973, The nitrogen cycle in sediment-water systems, J. Environ. Qual. **2**, 15.

Keller, W.: 1983, Spring pH and alkalinity depressions in Lake Superior tributaries, J. Great Lakes Res. **9**, 425.

Keller, W. and Pitblado, J.R.: 1984, Crustacean plankton in northwestern Ontario lakes subjected to acidic deposition, Wat. Air Soil Pollut. **23**, 271.

Keller, W. and Pitblado, J.R.: 1986, Water quality changes in Sudbury area lakes: a comparison of synoptic surveys in 1974-1976 and 1981-1983, Wat. Air Soil Pollut. **29**, 285.

Keller, W., Pitblado, J.R., and Conroy, N.I.: 1986, Water quality improvements in the Sudbury, Ontario, Canada area related to reduced smelter emissions, Wat. Air, Soil Pollut. **31**, 765.

Keller, W., Molot, L.A., Griffiths, R.W., and Yan, N.D.: 1990, Changes in the zoobenthos community of acidified Bowland Lake after whole-lake neutralization and lake trout (Salvelinus namaycush) re-introduction, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **47**, 440.

Keller, W. and Yan, N.D.: (in prep.), Recovery of crustacean zooplankton species richness in Sudbury area lakes following water quality improvements, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Keller, W., Yan, N.D., Holtze, K.E., and Pitblado, J.R.: (submitted), Extinctions of Daphnia galeata mendotae by lake acidification, Environ. Sci. Technol.

Kelly, C., Rudd, J.W.M., Hesslein, R.H., Schindler, D.W., Dillon, P.J., Driscoll, C.T., Gherini, S.A., and Hecky, R.E.: 1987, Prediction of biological and acid neutralization in acid-sensitivity lakes. Biogeochemistry, **3**, 129.

Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., and Schindler, D.W.: 1989, Acidification by nitric acid-future considerations, Wat. Air, Soil Pollut. (in press).

Kelso, J.R.M. and Gunn, J.M.: 1984, Responses of fish communities to acidic waters in Ontario, in Hendrey, G.R. (ed.), Early biotic responses to advancing lake acidification, Butterworth Pub. pp. 105-115.

Kelso, J.R.M. and Jeffries, D.S.: 1988, Response of headwater lakes to varying atmospheric deposition in north-central Ontario, 1979-1985, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45**, 1905.

Kelso, J.R.M., Minns, C.K., Gray, J.E., and Jones, M.L.: 1986, Acidification of surface waters in eastern Canada and its relationship to aquatic biota, Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. **87**, 42.

Kelso, J.R.M., Shaw, M.A., Minns, C.K., and Mills, K.H.: 1990, An evaluation of the effects of lake acidification on fish and fishery resource of Canada, Can J. Fish. Aquat. Sci. **47**, 644.

Kerekes, J., Beauchamp, S.T., Tordan, R., and Pollock, T.: 1986a, Sources of sulphate and acidity in wetlands and lakes in Nova Scotia, Wat. Air Soil Pollut. **31**, 207.

Kerekes, J., Beauchamp, S.T., Tordon, R., Tremblay, C. and Pollock, T.: 1986b, Organic versus anthropogenic acidity in tributaties of the Kejimkujik Watersheds in western Nova Scotia. Wat. Air Soil Pollut. **31**, 165.

Kettle, W.D., Moffett, M.F., and DeNoyelles, F.: 1987, Vertical distribution of zooplankton in an experimentally acidified lake containing a metalimnetic phytoplankton peak, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44** (Suppl. 1), 91.

Kettles, I.M. and Shilts, W.W.: 1989, Geochemistry of drift over the Precambrian Grenville Province, southeastern Ontario and southwestern Quebec, in DiLabio, R.N.W. and Coker W.B. (eds.), Drift Prospecting, Geological Survey of Canada, Paper 89-20, 97.

Kortelainen, P, Mannio, J., Forsius, M., Kamari, J., and Verta, M.: 1989, Finnish Lake Survey: the role of organic and anthropogenic acidity, Wat. Air Soil Pollut. **46**, 235.

Krantzberg, G. and Stokes, P.M.: 1988, The importance of surface adsorption and pH in metal accumulation by chironomids, Environ. Toxicol. Chem. **7**, 653.

Krester, W., Gallagher, J., and Nicoletter, J.: 1989, Adirondack Lakes Study 1984-1987: An evaluation of fish communities and water chemistry. Adirondack Lakes Survey Corporation, Ray Brook, New York.

Krug, E.C.: 1989, Assessment of theory and hypotheses of the acidification of watersheds. Illinois State Water Survey Division, SWS Contract Rep. 457, Champaign, Illinois.

Lacroix, G.L.: 1985a, Plasma ionic composition of the Atlantic salmon (Salmo salar), white sucker (Catostomus commersoni), and alewife (Alosa pseudoharengus) in some acidic rivers of Nova Scotia, Can. J. Zool. **63**, 2254.

Lacroix, G.L.: 1985b, Survival of eggs and alevins of Atlantic salmon (Salmo salar) in relation to the chemistry of interstitial water in redds in some acidic streams of Atlantic Canada, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **42**, 292.

Lacroix, G.L. , Gordon, D.J., and Johnston, D.J.: 1985, Effects of low environmental pH on the survival, growth, and ionic composition of postemergent Atlantic salmon (Salmo salar), Can. J. Fish. Aquat. Sci. **42**, 768.

Lacroix, G.L. and Townsend, D.R.: 1987, Responses of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) to episodic increases in acidity of Nova Scotia rivers, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44**, 1475.

Lam, D.C.L., Boregowda, S., Bobba, A.G., Jeffries, D.S., and Patry, G.G.: 1986, Interfacing hydrological and hydrochemical models for simulating streamwater chemistry in Turkey Lakes Watershed, Wat. Air Soil Pollut., **31**, 149.

Lam, D.C.L., Bobba, A.G., Jeffries, D.S., and Craig, D.: 1988, Modelling stream chemistry for the Turkey Lakes Watershed: Comparison with 1981-84 data, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **47**, 72.

Lam, D.C.L., Swayne, D.A., Storey, J., and Fraser, A.S.: 1989a, Watershed acidification models using the knowledge-based systems approach, Ecol. Modelling, **47**, 131.

Lam, D.C.L., Swayne, D.A., Fraser, A.S., Story, J., and Wong, I.: 1989b, A knowledge-based approach to regional acidification modelling: a case study of New Brunswick, Canada, in Kamari et al. (eds.), Regional Acidification models: geographic extent and time development, Springer-Verlag, Berlin, pp. 213-226.

Lam, D.C.L., Bobba, A.G., Bourbonniere, R.A., Howell, G.D., and Thompson, M.E.: 1989c, Modelling organic and inorganic acidity in two Nova Scotia rivers, Wat. Air Soil Pollut., **46**, 277.

Landers, D.J., Eilers, J.M., Brakke, D.F., Overton, W.S., Kellar, P.E., Silverstein, M.E., Schonbrod, R.D., Crowe, R.E., Linthurst, R.A., Omernik, J.M., Teague, S.A., and Meier, E.P.: 1987, Characteristics of lakes in the western United States. Volume I, Population descriptions and physico-chemical relationships. EPA 1600/3-86/054a, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 476 pp.

Langlois, C., Vigneault, Y., Désilets, L., Nadeau, A. and Lachance, M.: 1983, Evaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien (Québec) Rapp. Techn. Con. Sci. Halieut. Aquat. No. 1233, 129p.

LaZerte, B.D.: in press, Aluminum speciation and organic carbon in waters of Central Ontario, Lewis, T. (ed.), Environ. Chem. and Toxicol.

LaZerte, B.D. and Dillon, P.J.: 1984, Relative importance of anthropogenic versus natural sources of acidity in lakes and streams of Central Ontario, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **41**, 1664.

LaZerte, B.D. and Dillon, P.J.: 1985, Chemical transformations of stream and soil water flowing through sphagnum conifer swamps of central Ontario. International Symposium on Acidic Precipitation, Muskoka, Ontario, 207.

LaZerte, B., Evans,D., and Grauds, P.: (in press), The deposition and transport of trace metals in an acidified catchment of central Ontario, Sci. Tot. Environ.

Lechner, L.J. and Howard, G.L.: 1987, Sensitivity of Saskatchewan surface waters to acidic inputs, Air Pollution Control Branch, Saskatchewan Environment, Rep. APC-39, 13pp.

Lee, J.A., Press, M.C., Woodin, S., and Ferguson, P.: 1987, Responses to acidic deposition in ombrotrophic mires in the U.K., in Hutchinson, T.C. and Meema, K.M. (eds.), Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems, Springer-Verlag. pp. 549-560.

Leivestad, H. and Muniz, I.P.: 1976, Fish kill at low pH in a Norwegian river, Nature **259**, 391.

Likens, G.E., Bormann, F.H., Pierce, R.S., Eaton, J.S., and Johnson, N.M.: 1977, Biogeochimistry of a Forested Ecosystem. Springer-Berlag, New York, 146 p.

Lindmark, G.: 1982, Acidified lakes: Sediment treatment with sodium carbonate - a remedy? Hydrobiologia **92**, 537.

Linsey, G.A. and Braun J.: 1984, Water chemistry data from Lake 223 of the Experimental lakes Area, northwestern Ontario, 1974 to 1982. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 487, 121p.

LWG: 1989, LRTAP Working Group Report #1: Eastern Canada Database Characteristics. National Water Research Institute Report, Burlington, Ontario, Canada.

MacCrimmon, H.R., Wren, C.D., and Gots, B.L.: 1983, Mercury uptake by lake trout, Salvelinus namaycush, relative to age, growth, and diet in Tadenac Lake with comparative data from other Precambrian Shield lakes, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **40**, 114.

Mackie, G.L. and Flippance, L.A.: 1983, Relationship between buffering capacity of water and the size and calcium content of freshwater mollusks, Freshwater Invertabrate Biology **2**, 48.

MacIsaac, H.J., Hutchinson, T.C., and Keller, W.: 1987, Analysis of planktonic rotifer assemblages from Sudbury, Ontario, area lakes of varying chemical composition, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44**, 1692.

Mackay, R.J. and Kersey, K.F.: 1985, A preliminary study of aquatic insect communities and leaf decomposition in acid streams near Dorset, Ontario, Hydrobiologia **122**, 3.

Majewski, H.S. , Brown, S.B., Evans, R.E., Freeman, H.C., and Klaverkamp, J.F.: (in prep.), Responses of Atlantic salmon (Salmo salar) to acidic rivers in Nova Scotia and to experimental amelioration: Effects on kidney, liver, muscle and vertebral bone, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Malley, D.F. and Chang, P.S.S.: 1986, Increase in the abundance of Cladocera at pH 5.1 in experimentally-acidified Lake 223, Experimental Lakes Area, Canada, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 629.

Marmorek, D.R., Cunningham, G., Jones, M.L., and Bunnel, P.: 1984, Snowmelt effects related to acidic deposition: a structured review of existing knowledge and current research activities. Environment and Social Systems Analysts, Inc., Vancouver, 115 p.

Marmorek, D.R., Jones, M.L., and Minns, C.K.: 1985, A simple model to predict the extent of damage to inland fisheries due to acidic precipitation. Environmental and Social Systems Analysts Ltd., Toronto, Canada.

Marmorek, D.R., Jones, M.L., Minns, C.K., and Elder, F.C.: 1990, Assessing the potential extent of damage to inland lakes in Eastern Canada due to acidic deposition, I, Development and evaluation of a simple "site" model, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **47**, 55.

Martin, N.J. and Holding, A.J.: 1978, The ecology of British moors and montane grasslands, Ecol. Studies **27**, 113.

Martin, N.V. and Olver, C.H.: 1976, The distribution and characteristics of Ontario lake trout lakes, Ont. Min. Nat. Resour. Res. Rep. 97, 30p.

Matthias, U.: 1983, Der einfluss der versauerung auf die zusammensetzung von berbachbiozonosen, Arch. Hydrobiol. Suppl. **65**, 407.

Matuszek, J.E.: 1987, An assessment of the current impact and potential risk of acid deposition on smallmouth bass populations in Ontario. Acid. Rep. Ser. 87-09. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario.

Matuszek, J.E . and Beggs, G.L.: 1988, Fish species richness in relation to lake area, pH, and other abiotic factors in Ontario lakes, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45**, 1931.

Matuszek, J.E. and Wales, D.W.: 1990, The status of lake trout, brook trout, smallmouth bass, and walleye populations in Ontario with respect to acidification, Acid. Rep. Ser. 90-16, Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario.

Matuszek, J.E., Goodier, J., and Wales, D.L.: (in press), The occurrence of cyprinids and other small fish species in relation to pH in Ontario lakes, Trans. Amer. Fish. Soc.

Matuszek, J.E., Goodier, J., and Wales, D.L.: 1988, The occurrence of cyprinids and other small fish species in relation to pH in Ontario lakes. Ontario fisheries acidification report series, No. 88-14, Ont. Min. Nat. Resour., Toronto, Ont., 109 p.

McAuley, D.G. and Longcore, J.R.: 1988a, Survival of juvenile ring-necked ducks on wetlands of different pH, J. Wildl. Managemt. **52**, 169.

McAuley, D.G. and Longcore, J.R.: 1988b, Foods of juvenile ring-necked ducks: relationship to wetland pH, J. Wildl. Managemt. **52**, 177.

McKnight, D., Thurman, E.M., Wershaw, R.L., and Hemond, H.: 1985, Biochemistry of aquatic humic substances in Thoreau's bog, Concord, Mass., Ecology **66**, 1339.

McMurtry, M.J., D.L. Wales, W.A. Scheider, G.L. Beggs, and P.E Dimond: 1989, Relationship of mercury concentrations in lake trout (Salvelinus namaycush) and smallmouth bass (Micropterus dolomieui) to the physical and chemical characteristics of Ontario lakes, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **46**, 426.

McNicol, D.K., Bendell, B.E., and McAuley, D.G.: 1987a, Avian trophic relationships and wetland acidity, Transactions North Amer. Wildl. Nat. Res. Conf. **52**, 619.

McNicol, D.K., Bendell, B.E., and Ross, R.K.: 1987b, Studies of the effects of acidification on aquatic wildlife in Canada: waterfowl and trophic relationships in small lakes in northern Ontario. Can. Wildl. Serv. Occasion. Paper Ser. No. 62.

McNicol, D.K., Blancher, P.J., and Bendell, B.E.: 1987c, Waterfowl as indicators of wetland acidification in Ontario, in Diamond, A. W. and Filion, F. L. (eds.), The value of birds, ICBP Tech. Publ. No. 6, Cambridge.

Mierle, G.: (in press), Aqueous inputs of mercury to Precambrian Shield lakes, Environ. Chem. Toxicol.

Miller, G.E., Wile, I. and Hitchin, G.G.: 1983, Patterns of accumulation of selected metals in members of the soft-water macrophyte flora of central Ontario, Aquat. Bot. **15**, 53.

Mills, K.H. and Schindler, D.W.: 1986, Biological indicators of lake acidification, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 779.

Mills, K.H., Chalanchuk, S.M., Mohr, L.C., and Davies, I.J.: 1987, Responses of fish populations in Lake 223 to years of experimental acidification, Can J. Fish. Aquat. Sci. **44**(Suppl. 1), 114.

Mills, K. H., Schindler, D.S., Davies, I.J., Chang, P., DeBruyn, E., Findlay, D.L., Linsey, G. and Cruikshank, D.: (in prep.a) Recovery from lake acidification: a case history, Science.

Mills, K.H., Chalanchuk, S.M., and Allan, D.J.: (in prep.b), Recovery of fish populations in Lake 223 from experimental acidification, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Minns, C.K.: 1981, Acid rain: a preliminary estimate of the risk to Ontario's inland fisheries, Can. Manuscr. Rep. Aquat. Sci. No. 1622.

Minns, C.K.: in press, Factors affecting fish species richness in Ontario lakes. Trans. Amer. Fish. Soc.

Minns, C.K., Moore, J.E., Schindler, D.W., and Jones, M.L.: in press, Assessing the potential extent of

damage to inland lakes in Eastern Canada due to acidic deposition. IV, Predicting the response of potential species richness in several taxa of aquatic biota, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Molot L.A., Dillon, P.J., and LaZerte, B.D.: 1989, Factors affecting alkalinity concentrations of streamwater during snowmelt in central Ontario, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **46**, 1658.

Molot, L.A., Dillon, P.J., and Booth, G.M.: 1990a, Whole-lake and nearshore water chemistry in Bowland lake before and after treatment with $CaCO_3$, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **47**, 412.

Molot, L.A., Heintsch, L., and Nicholls, K.H.: 1990b, Response of phytoplankton in acidic lakes in Ontario to whole-lake neutralization, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **47**, 422.

Muniz, I.P., Seip, H.M., and Sevalrud, I.H.: 1984, Relationship between fish populations and pH for lakes in southernmost Norway, Wat. Air Soil Pollut. **23**, 97.

Munson, R.K. and Gherini, S.A.; in press, Processes influencing the acid-base chemistry of surface waters, in Charles, D.F. (ed), Acidic Deposition and Aquatic Ecosystems: Regional Case Studies, Springer-Verlag, New York.

Nash, J.E. and Sutcliffe, J.V.: 1970, Riverflow forecasting through conceptual models. 1. A Discussion of principles, J. Hydrol. **10**, 282.

National Wetlands Working Group: 1988, Wetlands of Canada. Polyscience, 452 p.

Neal, C., Skeffington, R.A., Neal, R., and Roberts, D.J.: 1987, Aluminum solubility controls in acid waters: the need for a reappraisal, Earth and Planetary Science Letters, **86**, 105.

Neal, C., Reynolds, B., Stevens, P., and Hornung, M.: 1988, Hydrogeochemical controls for inorganic aluminum in acidic streams and soil waters at two upland catchments in Wales, J. Hydrol. **106**, 155.

Neary, B.P. and Dillon, P. J: 1988, Effects of sulphur deposition on lakewater chemistry in Ontario, Canada, Nature **33**, 340.

Neary, B.P., Dillon, P.J., Munro, J.R., and Clark, B.J.: 1990, The Acidification of Ontario lakes: an assessment of their sensitivity and current status with respect to biological damage. Ontario Ministry of Environment Report, Dorset Research Centre, Dorset, Ontario, 170 p.

Neill, W.E.: 1978, Experimental studies on factors limiting colonization by Daphnia pulex Leydig of coastal montane lakes in British Columbia, Can. J. Zool. **56**, 2498.

Nero, R. W. and Schindler, D. W.: 1983, Decline of Mysis relicta during acidification of Lake 223, Can J. Fish. Aquat. Sci. **40**, 1905.

Nicholls, K.H., Beaver, J.L., and Estabrook, R.H.: 1982, Lakewide odours in Ontario and New Hampshire caused by Chrysochromulina breviturrita Nich. (Prymnesiophyceae), Hydrobiologia **96**, 91.

Nikolaidis, N.P.: 1987, Modelling the direct versus delayed response of surface waters to acid deposition in northeastern United States. Unpub. Ph.D. Thesis, University of Iowa, Iowa City, Iowa.

Nilsson, J. and Grennfelt, P.: 1988, Critical loads for sulphur and nitrogen, in Proc. UN ECE Workshop on Critical Loads, Skokloster, Sweden, 418 p.

Norton, S.A., Henriksen, A., Wathne, B.M., and Veidel, A.: 1987, Aluminium dynamics in response to experimental addition of acid to a small Norwegian stream, Proc. internat. Symp. Acidif. Wat. Pathways, Balkesjo, Norway, pp. 249-258.

Norton, S.A., Brakke, D.F., and Henriksen, A.: 1989, 'Red Herring' lakes and streams in the acid-base literature, Sci.Tot. Environ, **83**, 113.

Norton, S.A., Dillon, P.J., Evans, R.D., Mierle, G., and Kahl, J.S.: (in press), The history of atmospheric deposition of Cd, Hg and Pb in North America: Evidence for lake and peat bog sediments, in Lindberg, S.E., Page, A.L., and Norton, S.A. (eds.), Acidic Precipitation **3**, Sources, Deposition and Canopy Interactions, Springer-Verlag.

Nriagu, J.O.: 1989, A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals, Nature **338**, 47.

Nriagu, J.O. and Pacyna, J.M.: 1988, Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals, Nature **333**, 134.

Nriagu, J.O., Holdway, D.A., and Coker, R.D.: 1987, Biogenic sulphur and the acidity of rainfall in remote areas of Canada, Science **237**, 1189.

Nyholm, N.E.I.: 1981, Evidence of involvement of aluminum in causation of defective formation of eggshells and of impaired breeding in wild passerine birds, Environ. Res. **26**, 363.

Nyholm, N.E.I. and Myhrberg, H E.: 1977, Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland, Oikos **29**, 336.

Økland, J.: 1980a, Mussels and crustaceans: studies of 1,000 lakes in Norway, in Drablos, D. and Tollan, A. (eds.), Ecological impacts of acid precipitation, SNSF Project, Oslo. pp. 324-325.

Økland, J.: 1980b, Environment and snails (Gastropoda): studies of 1,000 lakes in Norway, in Drablos, D., and Tollan, A., (eds), Ecological impacts of acid precipitation, SNSF Project, Oslo. pp. 322-323.

Økland, J. and Økland, K A.: 1986, The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams, Experientia. **42**, 471.

Oliver, B.G., Thurman, E.M., and Malcolm, R.L.: 1983, The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters, Geochim. Cosmochim. Acta **47**, 2031.

Ormerod, S.J.: 1985, The diet of breeding dippers Cinclus cinclus and their nestlings in the catchment of the River Wye, mid-Wales: a preliminary study by faecal analysis, Ibis. **127**, 316.

Ormerod, S.J. and Tyler, S.J.: 1987, Dippers (Cinclus cinclus) and grey wagtails (Motacilla cinerea) as indicators of stream acidity in upland Wales, in A. W. Diamond and F. L. Filion (eds.), The value of birds, ICBP Tech. Publ. No. 6, Cambridge.

Ormerod, S.J., Tyler, S.J., and Lewis, J.M.S.: 1985, Is the breeding distribution of dippers influenced by stream acidity? Bird Study **32**, 32.

Ormerod, S.J., Allinson, N., Hudson, D., and Tyler, S.J.: 1986, The distribution of breeding dippers (Cinclus cinclus (L.); Aves) in relation to stream acidity in upland Wales, Freshwat. Biol. **16**, 501.

Ormerod, S.J., Boole, P., McCahon, C.P., Weatherley, N. S., Pascoe, D., and Edwards, R.W.: 1987, Short-term experimental acidification of a Welsh stream; comparing the biological effects of hydrogen ions and aluminum, Freshwater Biol. **17**, 341.

Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J., and Vickery, J.A.: 1988a, Egg mass and shell thickness in dippers Cinclus cinclus in relation to stream acidity in Wales and Scotland, Environ. Pollut. **55**, 107.

Ormerod, S.J., Weatherly, N.S., and Whitehead, P.G.: 1988b, Temporal patterns of ecological change during the acidification and recovery of streams throughout Wales according to a hydrochemical model, in J. Kamari et al. (eds.), Regional Acidification Models, Springer-Verlag, New York, pp. 167-184.

Ormerod, S.J., Weatherley, N.S., Merrett, W.J., Gee, A.S., and Whitehead, P.G.: 1990, Restoring acidified streams in upland Wales: a modelling comparison of the chemical and biological effects of liming and reduced sulphate deposition, Environ. Pollut. (in press).

OMNR: 1987a, Atlas of walleye lakes in Ontario, Ontario Ministry of Natural Resources, Unpub. Rep. Toronto, Ontario.

OMNR: 1987b, Atlas of smallmouth bass lakes in Ontario, Ontario Ministry of Natural Resources, Unpub. Rep. Toronto, Ontario.

Otto, C. and Svensson, B. S.: 1983, Properties of acid brown water streams in south Sweden, Arch. Hydrobiol. **99**, 15.

Papineau, M.S.: 1987, Effects of acid precipitation on a boreal forest ecosystem: ion budgets and changes in water chemistry for the Lac Laflamme Watershed. Environment Canada, Conservation and Protection Service, Québec Region, Inland Waters and Lands Directorate, 110 p.

Parker, K. E.: 1988, Common loon reproduction and chick feeding on acidified lakes in the Adirondack Park, New York, Can. J. Zool. **66**, 804.

Peterson, R.H.: 1989, Species distribution of mayfly (Ephemeroptera) nymphs in three stream systems in New Brunswick and Nova Scotia with notes on acidification. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1685, 14p.

Peterson, R.H., Coombs, K., Power, J, and Palm, U.: 1989, Responses of several fish species to pH gradients, Can. J. Zool. **67**, 1566.

Pierce, B.A., Hoskins, J.B., and Epstein, E.: 1984, Acid tolerance in Connecticut wood frogs (Rana sylvatica), J. Herpetol. **18**, 159.

Playle, R.C.: 1985, The effects of aluminum on aquatic organisms: (1) alum additions to a small lake and (2) aluminum-26 tracer experiments with minnows. M.Sc. Thesis, University of Manitoba, Winnipeg.

Pollman, C.D. and Canfield, D.E.: in press, Florida: a case study in hydrologic and biogeochemical controls on seepage lake chemistry, in Charles, D.F. (ed.) Acid Deposition and Aquatic Ecosystems: Regional Case Studies, Springer-Verlag, New York.

Porcella, D.B.: 1989, Lake Acidification Mitigation Project (LAMP): an overview of an ecosystem perturbation experiment, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **46**, 246.

Pough, F.H.: 1976, Acid precipitation and embryonic mortality of spotted salamanders, Science **192**, 68.

Pough, F.H. and Wilson, R.E.: 1977, Acid precipitation and reproductive success of Ambystoma salamanders, Wat. Air Soil Pollut. **7**, 307.

Press, M.C., Henderson, J., and Lee, J.A.: 1985, Arylsulphatase activity in peat in relation to atmospheric deposition, Soil Biol. Biochem. **17**, 99.

Raddum, G.G. and Steigen, A.L.: 1981, Reduced survival and calorific content of stoneflies and caddisflies in acid water, in R. Singer (ed.), Effects of acidic precipitation on benthos, North Amer. Benthological Soc., Springfield, Illinois.

Raddum , G.G. and Fjellheim, A.: 1984, Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway, Verh. Int. Ver. Limnol. **22**, 1973.

Rahel, F.J.: 1983, Population differences in acid tolerance between yellow perch, Perca flavescens, from naturally acidic and alkaline lakes, Can. J. Zool. **61**, 147.

Rattner, B.A., Haramis, G.M., Chu, D.S., Bunck, C.M., and Scanes, C.G.: 1987, Growth and physiological condition of black ducks reared on acidified wetlands, Can. J. Zool. **65**, 2953.

Reuss, J.O.: 1975, Chemical and biological relationships relevant to ecological effect of acid rain. U.S. Environmental Protection Agency Rep. EPA-660/3-75-032, Corvallis, Oregon.

Reuss, J.O.: 1980, Simulation of soil nutrient losses resulting from rainfall acidity, Ecol. Modelling **11**, 15.

Reuss, J.O. and Johnson, D.W.: 1985, Effect of soil processes on the acidification of water by acid deposition, J. Environ. Qual. **14**, 26.

Ribo, J.M.: 1988, The octanol/water partition coefficient of the herbicide chlorsulfuron as a function of pH, Chemosphere **17**, 709.

Richard, Y.: 1982, Relation entre le niveau d'acidité de 158 lacs du Parc des Laurentides et l'évolution de leurs statistiques de pêche au cours des neuf dernières années. Québec Ministry of the Environment, Water Quality Service, Report No. PA-5, 115 p.

Richard, Y.: 1985, Influence du niveau d'acidité des milieux lacustres sur la faune ichtoyologique de la région de Portneuf, Québec, Québec Ministry of the Environment, report No. PA-15, 197p.

Richard, Y.: 1986, Effets de l'acidité sur les poplations ichtyologiques de la Z.E.C. des Martes, Charlevoix, Québec, Québec Ministry of the Environment, report No. PA-22, 47p.

Richard, Y.: 1988, Effet de l'acidité sur les organismes benthiques des lacs et émissaires de la Z.E.C. de Martres, Charlevoix, Ministère de l'Environnement du Québec, PA-28, 92p.

Richman, L., Wren, C.D. and Stokes, P.M.: 1988, Facts and fallacies concerning mercury uptake by fish in acid stressed lakes, Wat. Air Soil Pollut. **37**, 465.

Rippon, J.E., Sheffington, R.A., Wood, M.J., Brown, D.K., and Brown, D.J.A.: 1980, Hydrogen-sulphur and nitrogen budgets in soils and catchments, in Drablos, D and Tollen, A. (eds.) Ecological Impact of Acid Precipitation, SNSF Project, Oslo, Norway, pp. 276-277.

RMCC: 1986, Assessment of the state of knowledge on the long-range transport of air pollutants and acid deposition, Part 3: Aquatic Effects. Federal/Provincial Research and Monitoring Committee, Ottawa, Ontario, 57p.

Rochelle, B.P., Church, M.R. and David, M.B.: 1987, Sulfur retention at intensively studied sites in the U.S. and Canada, Wat. Air Soil Pollut. **33**, 73.

Roff, J.C. and Kwiatkowski, R.E.: 1977, Zooplankton and zoobenthos communities of selected northern Ontario lakes of different acidities, Can. J. Zool. **55**, 899.

Rogalla, J.A., Brezonik, P.L., and Glass, G.E.: 1986, Empirical models for lake acidificatiion in the upper Great Lakes region, Wat. Air Soil Pollut. **31**, 95.

Rooke, J. B. and Mackie, G. L.: 1984, Growth and production of three species of molluscs in six low-alkalinity lakes in Ontario, Canada, Can. J. Zool. **62**, 1474.

Rosenqvist, I. Th.: 1978, Alternate sources for acidification of river water in Norway, Sci. Tot. Environ. **10**, 39.

Rosseland, B.O. and Hindar, A.: 1988, Liming of lakes, rivers and catchments in Norway, Wat. Air Soil Pollut. **41**, 165.

Rosseland, B.O., Skogheim, O.K., and Sevaldrud, I.H.: 1986, Acid deposition and effects in Nordic Europe, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 65.

Rosswall, T. and Granhall, W.: 1980, Ecology of a subarctic mire. Nitrogen cycling in a subarctic ombrotrophic mire, Ecol. Bull. **30**, 209.

Rowe, L., Berrill, M., Hollett, L. and Hall, R.J.: 1989, The effects of short-term laboratory pH depression on molting, mortality, and major ion concentrations in the mayflies Stenonema femoratam and Leptophelebia cupida, Hydrobiologia **104**, 89..

Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Schindler, D.W., and Turner, M.A.: 1988, Disruption of the nitrogen cycle in acidified lakes, Science **240**, 1515.

Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Schindler, D.W., and Turner, M.A.: (in press), Comparison of the acidification efficiency of nitric and sulphuric acids by two whole-lake addition experiments, Limnol. Oceanogr.

Rustad, S., Christophersen, N., Seip, H.M., and Dillon, P.J.: 1986, Model for steamwater chemistry of a tributary to Harp Lake, Ontario, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **43**, 625.

Sadler, K. and Lynam, S.: 1985, The mineral content of some freshwater invertebrates in relation to stream pH and calcium concentration. Central Electricity Generating Board, TPRD/L/2781/N84, Leatherhead, Surrey.

Sangalang, G.B. and Freeman, H.C.: 1987, The effects of limestone treatment of an acidic river on steroid

metabolism and reproduction in the Atlantic salmon (Salmo salar), in Hemphill, D.D. (ed.) Trace Substances in the Environmental Health. XXI. A Symposium, University of Missouri, Columbia, pp. 121-129.

Sangalang, G.B., Freeman, H.C., Uthe, J.F., and Sperry, L.S.: (submitted), The effect of diet or liming on steroid hormone metabolism and reproduction in the Atlantic salmon (Salmo salar) held in an acidic river (Westfield River, pH 4.7 - 5.2) in Nova Scotia, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Saunders, R.L., Henderson, E.B., Harmon, P.R., Johnston, C.E., and Eales, J.G.: 1983, Effects of low environmental pH on smolting of Atlantic salmon (Salmo salar), Can. J. Fish. Aquat Sci. **40**, 1203.

Schenck, R.C., Tessier, A. and Campbell, P.G.C.: 1988, The effect of pH on iron and manganese uptake by a green alga, Limnol. Oceanogr. **33**, 538.

Scheider, W.A., Jeffries, D.S., and Dillon, P.J.: 1979, Effects of acidic precipitation on Precambrian freshwaters in southern Ontario, J. Great Lakes Res. **5**, 45.

Scheuhammer, A.: submitted, Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals, Environ. Pollut.

Schindler, E.W.: 1986, The significance of in-lake production of alkalinity, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 931.

Schindler, E.W.: 1987, Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44** (Suppl 1), 6.

Schindler, D.W.: 1988, Effects of acid rain on freshwater ecosystems, Science **239**, 149.

Schindler, D.W., Turner, M.A., and Hesslein, R.H.: 1985a, Acidification and alkalinization of lakes by experimental addition of nitrogen compounds, Biogeochemistry **1**, 117.

Schindler, D.W., Mills, K.H., Malley, D.F., Findlay, D. L., Shearer, J.A., Davies, I.J., Turner, M.A., Linsey, G.A., and Cruikshank, D.R.: 1985b, Long-term ecosystem stress: the effects of experimental acidification on a small lake, Science **228**, 1395.

Schlichting, H.E. Jr. and Sides, S.L.: 1969, The passive transport of aquatic microorganisms by selected Hemiptera, J. Ecol. **57**, 759.

Schnoor, J.L., Lee, S., Nilolaidis, N.P., and Nair, D.R.: Lake resources at risk to acidic deposition in the eastern United States, Wat. Air Soil Pollut. **31**, 1091.

Schnoor, J.L., Palmer, W.D. Jr., and Glass, G.E.: 1984, Modelling impacts of acid precipitation for northeastern Minnesota, in J.L. Schnoor (ed.), Modelling of Total Acid Precipitation Impact, Butterworth, Boston, Mass., pp. 155-173.

Schofield, C.L., Gloss, S.P., and Josephson, D.: 1986, Extensive evaluation of lake liming, restocking strategies, and fish population responses in acidic lakes following neutralization by liming, U.S. Fish and Wildlife Service, Eastern Energy and Land Use Team. Interim Progress Rep. NEC-86/18, 117p.

Scholer, P.J., Dillon, P.J., LaZerte, B.D., and Devito, D.J.: submitted, Survey design for assessing the sensitivity of lakes to acidic deposition.

Schom, C.B.: 1986, Genetic, environmental and maturation effects on Atlantic salmon (Salmo salar) survival in acute low pH trials, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **43**, 1547.

Schroeder, W.H., Dobson, M., Kane, D.M., and Johnson, N.D.: 1987, Toxic trace elements associated with airborne particulate matter: a review, J. Air Pollut. Contr. Assoc. **37**, 1267.

Semkin, R.G. and Jeffries, D.S.: 1988, Chemistry of atmospheric deposition, the snowpack, and snowmelt in the Turkey Lakes Watershed, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45** (Suppl 1), 38.

Servos, M.R., Rooke, J.B., and Mackie, G.L.: 1985, Reproduction of selected Mollusca in some low alkalinity lakes in south-central Ontario, Can. J. Zool. **63**, 511.

Servos, M.R. and Mackie, G.L.: 1986, The effect of short-term acidification during spring snowmelt on selected Mollusca in south-central Ontario, Can. J. Zool. **64**, 1690.

Sevaldrud, I.H., Muniz, I.P., and Kalvenes, S.: 1980, Loss of fish populations in sourthern Norway. Dynamics and magnitude of the problem, In Drablos, D., and Tollan, A. (eds.) Ecological Impact of Acid Precipitation. Proceedings of an International Conference, Sandefjord, Norway, SNSF Project, Oslo. pp. 350 -351.

Sevaldrud, I.H., and Skogheim, O.K.: 1986, Changes in fish populations in southernmost Norway during the last decade, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 381.

Shaw, M.A. and Mackie, G.L.: 1989, Reproductive success of Amnicola limosa (Gastropoda) in low alkalinity lakes in south-central Ontario, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **46**, 863.

Shaw, R.: 1982, Deposition of atmospheric acid from local and distant sources at a rural site in Nova Scotia, Atmos. Environ. **16**, 337.

Shearer, J.A., Fee, E.J., DeBruyn, E R., and DeClercq, D.R.: 1987, Phytoplankton primary production and light attenuation responses to the experimental acidification of a small Canadian Shield lake, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44**(Suppl 1), 83.

Shilts, W.W.: 1981, Sensitivity of bedrock to acid precipitation: modification by geological processes. Geol. Survey Can. Paper. 81-14, Ottawa, Ontario, 7p.

Shilts, W.W. and Kettles, I.M.: 1989, Geology and acid rain in eastern Canada, Geos **18**, 25.

Shotyk, W.: 1988, Review of the inorganic chemistry of peats and peatland waters, Earth Sciences Review **25**, 95.

Siegfried, C.A., Sutherland, J.W., and Bloomfield, J.A.: 1987, Analysis of plankton community structure in Adirondack lakes in relation to acidification.

Siegfried, C.A., Bloomfield, J.A., and Sutherland, J.W.: 1989, Planktonic rotifer community structure in Adirondack, New York, U.S.A. lakes in relation to acidity, trophic status, and related water quality characteristics, Hydrobiologia **175**, 33.

Simonin, H.A., S. Kohler, K. Czajkowski, F.R. Beeler, W. Gordon, P. Hulbert, W. Kretzer, P. Neth, M. Pfeiffer,

T. Wolfe, J. Naska, S. Quinn, and J. Sutherland: 1988, Draft generic environmental statement on the New York State Department of Environmental Conservation program of liming selected acidified waters. New York State Department of Environmental Conservation, Albany, N.Y., 152p.

Simpson, K.W., Bode, R.W., and Colquhoun, J.R.: 1985, The macroinvertebrate fauna of an acid-stressed headwater stream system in the Adirondack Mountains, New York, Freshwat. Biol. **15**, 671.

Siver, P.A. and Hamer, J.S. : 1989, Multivariate statistical analysis of the factors controlling the distribution of scaled chrysophytes, Limnol. Oceanogr. **34**, 368.

Skiba, U., Cresser, M.S., Derwent, R.G., and Futty, D.W.: 1989, Peat acidification in Scotland, Nature **337**, 68.

Sloan, R. and Schofield, C.L.: 1983, Mercury levels in brook trout (Salvelinus fontinalis) from selected acid and limed Adirondack lakes, Northeastern Environ. Sci. **2**, 165.

Small, M.J. and Sutton, M.C.: 1986, A regional pH-alkalinity relationship, Wat. Resour. Res. **20**, 335.

Smol, J.P.: 1986, Chrysophycean microfossils as indicators of lakewater pH, in Smol, J.P, Battarbee, R.W., Davis, R.B., and Merilainen (eds.), Diatoms and Lake Acidity, D.W. Junk Publishers, Dordrecht. p.257-287.

Smol, J.P., Battarbee, R.W., Davis, R.B., and Merilaninen, J. (eds.): 1986, Diatoms and lake acidity, D.W. Junk Publ., Dordrect. 307p.

Sposito, G. (ed.) 1989: The Environmental Chemistry of Aluminum. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, 317p.

SPR Associates Inc./National Mail Surveys Inc.: 1986, Estimation of the presence and impact of filamentous and odour producing algae: a survey of cottages on 214 Ontario recreational lakes, Toronto, Ontario, 39p.

Spratt, H.G., Morgan, M.D. and Good, R.E.: 1987, Sulphate reduction in peat from a New Jersey pinelands cedar swamp, Appl. Environ. Microbiol. **53**, 1460.

Sprenger, M. and McIntosh, A.: 1989, Relationship between concentrations of aluminum, cadmium, lead, and zinc in water, sediments, and aquatic macrophytes in six acidic lakes, Arch. Environ. Contam. Toxicol. **18**, 225.

Sprules, W.G.: 1975, Factors affecting the structure of limnetic crustacean zooplankton communities in central Ontario lakes, Verh. Internat. Verein. Limnol. **19**, 635.

Steele, P.O.: in prep, Genetic variation of Scotia Fundy Atlantic salmon.

Stein, J., Jones, H.G., Roberge, J., and Sochanska, W.: 1986, The prediction of both runoff quality and quantity by the use of an integrated snowmelt model, in Modelling Snowmelt-Induced Processes, IAHS Publ. No. 155, pp. 347-358.

Stenson, J.A.E. and Eriksson, M.O.G.: 1989, Ecological mechanisms important for the biotic changes in acidified lakes in Scandinavia, Arch. Environ. Contam. Toxicol. **18**, 201.

Stephenson, M. and Mackie, G.L.: 1986, Lake acidification as a limiting factor in the distribution of the freshwater amphipod Hyalella azteca, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **43**, 288.

Stephenson, M. and Mackie, G.L.: 1988a, Multivariate analysis of correlations between environmental parameters and cadmium concentrations in Hyalella azteca (Crustacea: Amphipoda) from central Ontario lakes, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45**, 1705.

Stephenson, M. and Mackie, G.L.: 1988b, Total cadmium concentrations in the water and littoral sediments of central Ontario lakes, Wat. Air Soil Pollut. **38**, 121.

Stephenson, M. and Mackie, G.L.: (in press), Net cadmium flux in Hyalella azteca (Crustacea, Amphipoda) populations from five central Ontario lakes, Sci. Tot. Environ.

Stokes, P.M.: 1981, Benthic algal communities in acidic lakes, in Singer, R. (ed.), Effects of Acidic Precipitation on Benthos, N. Amer. Benthol. Soc., pp.119-138.

Stokes, P.M.: 1986, Ecological effects of acidification on primary producers in aquatic systems, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 421.

Stokes, P.M., Bailey, R.C., and Groulx, G.R.: 1985, Effects of acidification on metal availability to aquatic biota, with special reference to filamentous algae, Environ. Health Perspect. **63**, 79.

Stokes, P.M. and Yung, Y.K.: 1986, Phytoplankton in selected LaCloche (Ontario) lakes, pH 4.2-7.0, with special reference to algae as indicators of chemical conditions, in Smol, J.P., Batterbee, R.W., Davis, R.B., and Merilainen, J. (eds.) Diatoms and Lake Acidity, D. W. Junk Pub. pp.57-72.

Sullivan, T.J., Christophersen, N., Muniz, I.P., Seip, H.M., and Sullivan, P.D.: 1986, Aqueous aluminum chemistry response to episodic increases in discharge, Nature **323**, 324.

Sullivan, T.J.: in press, Long term temporal trends in surface water chemistry, in Charles, D.F. (ed.), Acid Deposition and Aquatic Ecosystems: Regional Case Studies, Springer-Verlag, New York.

Suns, K., Hitchin, G., Loescher, B., Pastorek, E., and Pearce, R.: 1987, Metal accumulations in fishes from Muskoka-Haliburton lakes in Ontario (1978-1984). Ontario Ministry of the Environment Report, Water Resources Branch, Rexdale, Ontario.

Swain, L.G.: 1987, Chemical sensitivity of B.C. lakes to acidic inputs. British Columbia Ministry of Environment, Victoria, B.C., 31p.

Syrett, P.J.: 1981, Nitrogen metabolism of microalgae, in Platt, T. (ed.) Physiological bases of phytoplankton ecology, Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences 210, pp.182-210.

Tallis, J.H.: 1964, Studies on southern Pennine peats III. The behaviour of Sphagnum, J. Ecol. **52**, 345.

Thompson, M.E.: 1982, The cation denudation rate as a quantitative index of sensitivity of eastern Canadian rivers to atmospheric precipitation, Wat. Air Soil Pollut. **18**, 215.

Thompson, M.E.: 1986, The cation denudation rate model - its continued validity, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 17.

Thompson, M.E., Elder, F.C., Davis, A.R., and Whitlow, S.: 1980, Evidence of acidification of rivers in eastern Canada, in Drablos D. and Tolan A. (eds.), Ecological Impact statmentof Acid Precipitation, Proc. Internat. Conf., SNSF Project, Oslo, Norway, pp. 244-245.

Tibbatts et al: 1987, Aquatic sensitivity mapping for acid deposition: Northwest Territories, Canada.

Tome, M.A. and Pough, F.H.: 1982, Responses of amphibians to acid precipitation, in Johnson, R.E. (ed.), Acid rain/Fisheries, Proceedings of an international symposium on acidic precipitation and fishery impacts in Northeastern North America, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Tremblay, S.: 1989, Éffets de l'acidité sur les communautés piscicoles du nord de la Mauricie, Québec, Québec Ministry of the Environment, report No., PA-34, 70p.

Tremblay, S. and Richard, Y.: (in prep.), Éffets de l'acidité sur les populations piscicoles de la région de l'Outaouais, Ministère de l'Environnement du Québec.

Trew, D.O.: 1988, A discussion paper on target loading estimates for acidic deposition in Alberta. Alberta Ministry of Environment, Edmonton, Alberta.

Turner, M.A., Jackson, M.B., Findlay, D.L., Graham, R.W., DeBruyn, E.R., and Vandermeer, E.M.L.: 1987, Early responses of periphyton to experimental lake acidification, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44** (Suppl. 1), 135.

Urban, N.R. and Bayley S.E.: 1986, The acid-base balance of peatlands: a short term perspective, Wat. Air Soil Pollut. **30**, 791.

Urban, N.R., Eisenrich, S.J., and Gorham, E.: 1987, Proton cycling in bogs: geographic variation in northeastern North America, in Hutchinson, T.C. and Meema, K.M. (eds.), Effects of Air Pollutants on Forests Wetlands and Agriculture, Springer-Verlag, N.Y. pp.577-598.

Urban, N.R., Eisenreich, S.J., and Bayley, S.E.: 1988, The relative importance of denitrification and nitrate assimilation in mid-continental bogs, Limnol. Oceanogr. **33**, 1611.

Urban, N.R. and Eisenreich, S.J.: 1988, Nitrogen cycling in a forested Minnesota bog, Can. J. Bot. **66**, 435.

Urban, N.R., Bayley, S.E., and Eisenreich, S.J.: 1989, Export of dissolved organic carbon and acidity from peatlands, Wat. Resourc. Res. **25**, 1619.

U.S.-Canada: 1983, Memorandum of intent on transboundary air pollution. Report of the Impact Assessment Working Group I, Section 3-Aquatic Effects, 259 p.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (1985). Direct Delayed Response Project. Volume V: Appendix B.3 Analysis and Regionalization-- Action Plan/Implementation Protocol., 211 p.

van Breemen, N., Burrough, P.A. Velthorst, E.J., van Dobben, H.F, de Wit, T., Ridder, T.B., and Reigners, H.F.R.: 1982, Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall, Nature **299**, 548.

Vet, R.J., Ro, C.U., and Sukloff, W.B.: 1989, Details of the data set and analysis scheme used to produce 5-year mean (1982-86) wet deposition maps for forestry Canada. Report ARD-89-3. Air Quality and Inter-Environmental Research Branch, Atmospheric Environment Service, Downsview, Ontario,

Canada, 13p.

Vickery, J.A.: 1989, The effects of surface water acidification on riparian birds - with particular reference to the dipper. Ph.D. Thesis, Oxford University.

Wales, D.L. and Beggs, G.L.: 1986, Fish species distribution in relation to lake acidity in Ontario, Water, Air Soil Pollut. **30**, 601.

Waller, D.H., Underwood, J.K., and Gorham, E.: 1989, The influence of catchment vegetation on the chemistry of small first-order streams in southwestern Nova Scotia. Progress Summary of DSS contract KE144-7-4307, 56p.

Watras, C.J. and Frost, T.M.: 1989, Little Rock Lake (Wisconsin): perspectives on an experimental ecosystem approach to seepage lake acidification, Arch. Envion. Contam. and Toxicol. **18**, 157.

Watson, S.J. and E.J. Maly.: 1987, Thiocyanate toxicity to Daphnia magna modified by pH and temperature, Aquat. Toxicol. **10**, 1.

Watt, W.D.: 1981, Present and potential effects of acid precipitation on the Atlantic salmon in Eastern Canada, in Acid Rain and the Atlantic Salmon, I.A.S.F. Special Publication Series No. 10, pp.39-45.

Watt, W. D.: 1986, The case for liming some Nova Scotia salmon rivers, Wat. Air Soil Pollut. **31**, 775.

Watt, W.D.: 1988, Major causes and implications of Atlantic salmon habitat losses, in Richard H. Stroud,(ed.) Present and Future Atlantic Salmon Management, Atlantic Salmon Federation, Ipswich, Mass. and National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia. pp.101-119.

Watt, W.D., Scott, C.D., and White, W.J.: 1983, Evidence of acidification of some Nova Scotian rivers and its impact on Atlantic salmon, Salmo salar, Can J. Fish. Aquat. Sci. **40**, 462.

Watt, W.D., Farmer, G.J., and White, W.J.: 1984, Studies on the use of limestone to restore Atlantic salmon in Eastern Canada, in Judith Taggart,Ed., Lake and Reservoir Management, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA440/5/84-001, pp.374-379.

Watt, W.D., White, W.J., and Scott, C.D.: (in prep.a), Establishing a deacidified refuge for Atlantic salmon.

Watt, W.D., White, W.J., and Scott, C.D.: (in prep.b), Long-term monitoring of water chemistry and fish communities in acid sensitive rivers in Nova Scotia. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat Sci.

Waylen, P.R.: 1981, Analysis of highflows in the Fraser River Catchment, British Columbia. Unpub. Ph.D. Thesis, McMaster University, Hamilton, Ontario, Canada.

Wayland, M. and McNicol, D.: 1990, Status report on the effects of acid precipitation on common loon reproduction in Ontario: the Ontario Lakes Loon Survey. Can. Wildl. Serv. Tech. Rep. Ser., No. 92, Ottawa.

Wehr, J.D., Brown, L.M., and O'Grady, K.: 1985, Physiological ecology of the bloom-forming alga Chrysochromulina breviturrita (Prymnesiophyceae) from lakes influenced by acid precipitation, Can. J. Bot. **63**, 2231.

Wei, Y.-X., Yung, Y.-K., Jackson, M.B., and Sawa, T.: 1989, Some Zygnemataceae (Chlorophyta) of Ontario,

Canada, including descriptions of to new species, Can. J. Bot. **67**, 3233.

Weider, R.K.: 1985, Peat and water chemistry at Big Run Bog: A peatland in the Appalachian mountains of West Virginia, Biogeochemistry **1**, 277.

Weider, R.K. and Lang G.E.: 1982, Modification of the acid mine drainage in a freshwater wetland, Proceedings of the Symposium on Wetlands of the Unglaciated Appalachian Region. West Virginia University, Morgantown, West Virginia, pp. 43-53.

Weider, R.K., Lang, G.E., and Granu, V.A.: 1985, An Evaluation of Wet Chemical for Quantifying Sulphur Fractions in Freshwater Wetland Peat, Limnol. Oceanogr. **305**, 1109.

Wesson, L.J., Hunt, R.V., Freeman, H.C., and Klaverkamp, J.F.: (in prep.), Responses of Atlantic salmon (Salmo salar) to acidic rivers in Nova Scotia and to a high-salt diet: subcellular metal distribution in liver and kidney, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

White, W.J., Watt, W.D., and Scott, C.D.: 1984, An experiment on the feasibility of rehabiliting acidified Atlantic salmon habitat in Nova Scotia by the addition of lime, Fisheries **9**, 25.

Whitfield, P.H. and Dalley, N.E.: 1987, Rainfall driven pH depressions in a British Columbia coastal stream, Proc. Symp. Monitoring, Modeling, Mediating Wat. Qual., Am. Wat. Resourc. Assoc., May 1987.

Wiener, J.G.: 1987, Metal contamination of fish in low-pH lakes and potential implications for piscivorous wildlife, Trans. North Amer. Wildl. Nat. Res. Conf. **52**, 645.

Wiener, J.G., Fitzgerald, W.F., Groton, C.T., Watras, C.J., and Rada, R.G.: (in press), Partitioning of mercury in an experimentally acidified Wisconsin lake, Environ. Toxicol. Chem.

Wilcox, G.R. and DeCosta, J.: 1984, Bag experiments on the effect of phosphorus and base additions on the algal biomass and species composition of an acid lake, Int. Revue. ges. Hydrobiologia **69**, 173.

Willis, D.E., Addison, R.F., and Edwards, A.J.: (in prep.), The effects of environmental pH on the liver mixed function oxidases in Atlantic salmon (Salmo salar), Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Winfrey, M.R. and Rudd, J.W.M.: (in press), Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes: a review, Environ. Toxicol. Chem.

WNLTC: 1987, Sensitivity of western and northern Canada to acidic inputs. Western and Northern Canada LRTAP Technical Committee, Ottawa, Ontario, 23p.

Wood, J.A.: (in press), Seasonal and vegetational variations in wetlands chemistry in Kejimkujik National Park, Nova Scotia, Wat. Air Soil Pollut.

Wood, J.A.: 1989, Peatland Acidity Budgets and the Effects of Acid Deposition. Canadian Wildlife Service Discussion Paper 5, Environment Canada, 40p.

Woodin, S., Press, M.C., and Lee, J.A.: 1985, Nitrate reductase activity in Sphagnum Fuscum in relation to wet deposition of nitrate from the atmosphere, New Phytology **99**, 381.

Wotton, D.L. and McEchern, D.B.: 1988, Cadmium in kidney and liver of Manitoba moose and elk, 1986-1987. Manitoba Dept. Environment and Workplace Safety and Health, Environmental Management

Service Branch, Terrestrial Standards and Studies, Report No. 88-2.

Wren, C.D. and MacCrimmon, H.R.: 1983, Mercury levels in the sunfish, Lepomis gibbosus, relative to pH and other environmental variables of Precambrian Shield lakes, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **40**, 1737.

Wren, C.D. and Stokes, P.M.: 1988, Depressed mercury levels in biota from acid and metal-stressed lakes near Sudbury, Ontario, Ambio **17**, 28.

Wren, C.D., Stokes, P.M., and Fischer, K.L.: 1986, Mercury levels in Ontario, Canada mink and otter relative to food levels and environmental acidification, Can. J. Zool. **64**, 2854.

Wren, C.D., Hunter, D.B., Leatherland, J.F., and Stokes, P.M.: 1987a, The effects of polychlorinated biphenyls and methylmercury, singly and in combination on mink. I. Uptake and toxic responses, Arch. Environ. Contam. Toxicol. **16**, 441.

Wren, C.D., Hunter, D.B., Leatherland, J.F., and Stokes, P.M.: 1987b, The effects of polychlorinated biphenyls and methylmercury, singly and in combination on mink. II. Reproduction and kit development, Arch. Environ. Contam. Toxicol. **16**, 449.

Wren, C.D., Scheider, W.A., Gray, I., Wales, D., and Muncaster, B.: submitted, The relation between mercury in pike and mercury in walleye relative to lake chemical and physical variables, Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Wright, R.F.: 1983, Predicting Acidification of North American Lakes. Report 4, Acid Rain Research, Series, Norwegian Institute for Water Research. 165p.

Wright, R.F.: 1989, RAIN Project, Role of organic acids in moderating pH change following reduction in acid deposition, Wat. Air Soil Pollut. **46**, 251.

Yan, N.D.: 1979, Phytoplankton community of an acidified, heavy metal-contaminated lake near Sudbury, Ontario: 1973-1977, Wat. Air Soil Pollut. **11**, 43.

Yan, N.D.: 1983, Effects of changes in pH on transparency and thermal regimes of Lohi Lake, near Sudbury, Ontario, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **40**, 621.

Yan, N. D.: 1986, Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass in nutrient-poor Canadian Shield lakes, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **43**, 788.

Yan, N.D. and Dillon, P.J.: 1984, Experimental neutralization of lakes near Sudbury, Ontario, in Nriagu, J. (ed.), Environmental Impacts of Smelters, John Wiley and Sons, pp.417.

Yan, N.D. and Miller, G.E.: 1984, Effects of deposition of acids and metals on chemistry and biology of lakes near Sudbury, Ontario, in Nriagu, J. (ed.), Environmental Impacts of Smelters, John Wiley and Sons, pp.243.

Yan, N.D. and Stokes, P.M.: 1978, Phytoplankton of an acidic lake, and its responses to experimental alterations of pH, Environ. Conservat. **5**, 93.

Yan, N.D. and Strus, R.: 1980, Crustacean zooplankton communities of acidic, metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario, Can. J. Fish. Aquat. Sci. **37**, 2282.

Yan, N.D., Keller, W., Pitblado, J.R., and Mackie, G.L.: 1988, Daphnia - Holopedium relationships in Canadian Shield lakes ranging in acidity, Verh. Internat. Verein. Limnol. **23**, 252.

Yan, N.D., Mackie, G.L., and Boomer, D.: (in press a), Chemical and biological correlates of metal levels in crustacean zooplankton from Canadian Shield lakes: a multivariate analysis, Sci. Tot. Environ.

Yan, N.D., Mackie, G.L., and Boomer, D.: (in press b), Seasonal patterns in metal levels of the net plankton of three Canadian Shield lakes, Sci. Tot. Environ.

Yan, N.D., Mackie, G.L., and Grauds, P.: (in press c), The control of cadmium levels in Holopedium gibberum (Crustacea, Cladocera) in Canadian Shield lakes, Environ. Toxicol. Chem.

Yan, N.D., Keller, W., MacIsaac, H.J., and McEachern, L.J.: (submitted), Control of zooplankton community structure of an acidified lake (Swan Lake, Canada) by the invertebrate predator, Chaoborus, Ecol. Appl.

Ziemann, H.: 1975, Uber den einfluss der wasserstofflonenkonzentration und des hydrogenkarbonatgehaltes auf die ausbildung von berbachbiozonosen, Int. Reveue ges. Hydrobiologia **60**, 523.

Zischke, J.A., Arthur, J.W., Nordlie, K.J., Hermanutz, R. O., Standen, D.A., and Henry, T.P.: 1983, Acidification effects on macroinvertebrates and fathead minnows (Pimephales promelas) in outdoor experimental channels, Wat. Res. **17**, 47.